Comprendre les changements d'utilisation des terres en France pour mieux estimer leurs impacts sur les émissions de gaz à effet de serre. De l'observation à la modélisation.

Colas Robert

▶ **To cite this version:**

Colas Robert. Comprendre les changements d'utilisation des terres en France pour mieux estimer leurs impacts sur les émissions de gaz à effet de serre. De l'observation à la modélisation.. Géographie. Université Paris Denis Diderot, 2016. Français. NNT : . tel-01512608

HAL Id: tel-01512608

https://theses.hal.science/tel-01512608

Submitted on 24 Apr 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ PARIS DIDEROT

Délivré par : l'Université Paris Diderot

Spécialité : Géographie

Comprendre les changements d'utilisation des terres en France pour mieux estimer leurs impacts sur les émissions de gaz à effet de serre. De l'observation à la modélisation.

Présentée et soutenue le 15 décembre 2016 par

Colas ROBERT

devant un jury composé de

Marianne COHEN	Directrice
Etienne MATHIAS	Encadrant
Anne RUAS	Rapporteur
Samuel CORGNE	Rapporteur
Catherine MERING	Examinateur
Petros CHATZIMPIROS	Examinateur
Thomas EGLIN	Invité

Ecole Doctorale : Economies, Espaces, Sociétés, Civilisations

Unité de Recherche ; UMR 7533 - Laboratoire Dynamiques sociales et recomposition des espaces (LADYSS)

Directrice de thèse : Marianne COHEN

Comprendre les changements d'utilisation des terres en France pour mieux estimer leurs impacts sur les émissions de gaz à effet de serre. De l'observation à la modélisation.

Colas ROBERT

thèse co-financée par

l'Ademe (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)

et

le Citepa (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique)

Remerciements

Mes remerciements vont :

- à mes encadrants qui ont permis à cette thèse de voir le jour et d'aboutir : Marianne Cohen, pour ses relectures rigoureuses, ses précieux conseil et sa disponibilité ; Etienne Mathias, pour sa curiosité et pour m'accorder sa confiance etc., Thomas Eglin, ses relectures et encouragements ; Martin Paegelow, son intérêt et sa gentillesse, Nicolas Delbart, pour son aide et sa pédagogie.

- à Anne Ruas, Samuel Corgne, Catherine Mering et Petros Chatzimpiros d'avoir accepté de participer à mon jury,

- à mes courageux relecteurs supplémentaires : Anaïs, Mark, Coralie, Calypso, Aurélien

- à ceux dont la présence m'a accompagné : à tous les Citepaiens, à Jérôme qui a permis la mise en place pour la première fois d'une thèse au Citepa ; aux doctorants du Ladyss, Rhoda, Justine, Romain, Clémence… ; à Pauline et Natacha qui m'ont accompagné dans les soirées bibliothèques, à Juliette, Marie et Baptiste, Annabelle, Anaïs et Pierre qui m'on soutenu, aux doctorants Ademe, et notamment Anne, Aurélie, Aurore, Sophie, Jean, Paul-Emile ;

- à Eric Ceschia, Jordi Inglada, Ola Ahlqvist, Yves Luginbühl, Célia Clauzel, Cédric Lardeux, Gabriel Jaffrain, Michel-Paul Morel, Milena Palibrk, Yann Calbérac, Paulo Canaveira, Sandor Federici, Giacomo Grassi, entre autres, pour leur aide, conseils et soutien ;

- à ma famille et à Arnaud.

Résumé

Au titre de la Convention des Nations-Unies sur les Changements Climatiques et du Protocole de Kyoto, la France doit comptabiliser annuellement les changements d'occupation du sol sur leur territoire et les flux de carbone associés. Cet exercice de comptabilisation s'appelle l'inventaire «UTCATF» (Utilisation des Terres, Changements d'Affectation des Terres et Foresterie, LULUCF en anglais). Ce secteur est particulièrement délicat à évaluer, car les données sources sont complexes et contradictoires. En outre, ce secteur apparaît de plus en plus important et présente des enjeux stratégiques de plus en plus forts en termes de contribution à la lutte contre le changement climatique. Les limites de l'inventaire UTCATF, auxquelles la thèse propose des améliorations, sont de plusieurs ordres : données sources imparfaites ; manque de connaissance sur les autres données existantes pouvant être utilisées ; incomparabilité des données; incertitude mal évaluée ; nécessité de validation de la pertinence des dynamiques estimées; spatialisation impossible à partir des données actuellement utilisées.

L'objectif général de ce projet de thèse est d'analyser et d'évaluer les données sources (actuelles et potentielles) des matrices de changements d'occupation du sol afin d'améliorer la robustesse de l'inventaire. Il s'agit d'expertiser par une démarche scientifique la pertinence des travaux réalisés annuellement pour l'inventaire UTCATF. En particulier, il s'agit de comprendre les causes des incertitudes des données sources ; compiler les données disponibles et leurs métadonnées ; étudier qualitativement les dynamiques paysagères décrites ; et redéfinir un cadre méthodologique permettant d'estimer des taux de changements plus pertinents.

Les résultats de cette compilation, de cette mise en cohérence de sources hétérogènes et des protocoles d'évaluation des données montrent que les niveaux de résolutions spatiales, thématiques et temporelles les plus précis entraînent la détection de faux positifs. Pour répondre au mieux aux besoins de l'inventaire, la pertinence est à préférer à la précision, et les effets de dépendance d'échelle doivent être pris en compte pour ne pas extrapoler des phénomène observés à échelle fine à l'échelle nationale de l'inventaire. La thèse propose enfin un cadre d'interopérabilité afin d'intégrer des données hétérogène au sein d'un nouveau protocole de modélisation alliant rééstimation des flux de changements d'occupation du sol et allocation spatiale de ces changements.

Abstract

Under the United Nations Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol, France is required to account for annual land-cover changes occurring on its territory and induced carbon fluxes. This accounting practice is known as the "LULUCF" inventory (Land Use, Land Use Change and Forestry). This inventory is difficult to calculate, for data source are complex and contradictory. Moreover, this sector is increasingly important as its role in combating climate change is emphasized in national and international projects. This thesis proposes improvements to several identified methodological issues: imperfect data sources, lack of knowledge about other potential sources, data incompatibility, poorly evaluated uncertainties, validation of landscape dynamics consistency, and use of non-spatial data.

Thus, the objective of this thesis is to analyse and assess current and potential data sources for computing land-cover change area matrixes, in order to enhance the robustness of the inventory. A scientific approach is conducted to assess the French LULUCF inventory, to understand what causes uncertainties in land cover products, to compile datasets and their metadata, to study the landscape dynamics described, and to define a new methodological framework allowing better and more consistent estimates of land cover change rates at national scale.

This exercise to compile, harmonize and assess the accuracy of heterogeneous datasets suggests that the finest spatial, thematical and temporal resolution levels lead to overestimation of false positives. To answer the needs of the inventory, accuracy and consistency are preferable to precision. Scale dependency must be considered in order not to extrapolate short term phenomena occurring at fine scales to the broader scale of LULUCF inventory. Finally, we propose an interoperability framework for data integration, via a modeling protocol linking land cover change estimation and spatial allocation.

Tables des matières

Introduction **13**

PARTIE I : CONTEXTE **17**

Chapitre 1 : Contexte **19**

1.1 Origine de la thèse 20
1.2 À l'origine, le suivi du territoire répond à d'autres enjeux que le carbone 25
1.3 L'émergence de l'enjeu climatique 35
1.4 L'appropriation nationale de l'enjeu carbone de l'occupation du sol 50
1.5 L'inventaire UTCATF français : sources et méthodes actuelles, contraintes 60
1.6 Contribution de la thèse : lien entre les contextes scientifiques et institutionnels 73

PARTIE II : ETAT DE L'ART **83**

Chapitre 2 : Les émissions de GES dues à l'occupation des sols **85**

2.1 Le rôle de l'occupation du sol dans les flux de GES 86
2.2 Les travaux sur les méthodes des inventaires UTCATF 100
2.3 L'amélioration des connaissances sur les flux et les stocks de carbone 106

Chapitre 3 : La quantification des changements d'occupation du sol et ses limites **125**

3.1. Epistémologie : la science des changements d'occupation du sol 126
3.2 Etat de l'art des techniques de suivi du territoire et de validation des données 149
3.3 Etat de l'art sur les facteurs d'incertitude 175
3.4 Hypothèses et enseignements de l'état de l'art 211

PARTIE III : ANALYSE DES DONNEES **217**

Chapitre 4 : Evaluation des jeux de données disponibles **219**

4.1 Principes, définitions et méthodes 220
4.2 Compilation et évaluation des sources disponibles 227
4.3 Comparaison des estimations des différents jeux de données 293

Chapitre 5 : Au-delà de la quantification des changements d'occupation du sol, comprendre les dynamiques paysagères **315**

5.1 Partir des processus plutôt que des différences entre états 316
5.2 Les mutations de l'espace agricole 329
5.3 L'évolution des forêts 340
5.4 L'artificialisation 347
5.5 Evolution des zones humides et en eau 353
5.6 Le piège topographique 355

PARTIE IV : EVALUATION **359**

Chapitre 6 : Protocoles d'évaluation des limites spatiales, thématiques et temporelles des dispositifs de suivi de l'occupation du sol **361**

6.1 Erreurs, variabilité, sensibilité 362
6.2 Biais observateurs 377
6.3 Le terrain 384
6.4 Biais temporel 394

Chapitre 7 : Recommandations et perspectives **415**

7.1 Recommandations générales 416
7.2 Revoir l'échelle et le périmètre de calcul 428
7.3 Consolider les matrices de changements 432
7.4 Construire un modèle spatialement explicite 439

Conclusion générale **449**

Bibliographie **455**

Glossaire **497**

Annexes **499**

Annexe 1 Accords internationaux régissant le secteur UTCATF 501
Annexe 2 Traitements actuels des données TerUti par le Citepa 504
Annexe 3 Nomenclatures 511
Communications 529

Tables des figures

Fig. 1.1	Un territoire ordonné, un paysage maitrisé	26
Fig. 1.2	Etapes principales de la réalisation de l'inventaire UTCATF par le Citepa	64
Fig. 1.3	réservoirs de carbone pris en compte dans l'inventaire	65
Fig. 2.1	Le principe du cycle naturel du carbone	87
Fig. 2.2	Les différents compartiments de la biomasse	91
Fig. 2.3	Part de l'UTCATF dans les émissions anthropiques totales de GES en 2010	95
Fig. 2.4	Flux de carbone dans les sols après changement d'occupation	107
Fig.2.5	Variation des stocks de carbone régionaux du RMQS	109
Fig. 2.6	Répartition des stocks de carbone dans les sols d'après Arrouays et al 2002	110
Fig. 2.7	Répartition des stocks de carbone dans les sols d'après le RMQS	111
Fig. 2.8	Répartition des stocks de carbone dans les sols d'après Meersmans et al. (2012)	111
Fig. 2.9	Comparaison entre stocks des sols urbain et non urbain, à couverture similaire	112
Fig. 2.10	Comparaison des flux de carbone dans le sol selon différentes conversions	119
Fig. 3.1	Cosmographie universelle de Belleforest (16e siècle)	127
Fig. 3.2	Carte forestière, 17e siècle (Forêt de Jujols, Prades)	127
Fig. 3.3	Carte du Canal du Midi (18e siècle)	128
Fig. 3.4	Carte de Cassini, 18e siècle.	128
Fig. 3.5	Composition et configuration	139
Fig. 3.6	Matrice relative et indicateurs de gains, de pertes et d'échanges	145
Fig. 3.7	Exactitude : précision et justesse	176
Fig. 3.8	Modèle conceptuel de l'incertitude	177
Fig. 3.9	Hétérogénéité de la configuration paysagère	182
Fig. 3.10	La délimitation des zones floues : seuils perceptifs et zones de recouvrement	183
Fig. 3.11	Typologie des effets de frontières	183
Fig. 3.12	Effet de seuil et surestimation d'un changement	185
Fig.3.13	Texture des classes et motifs paysagers	188
Fig. 3.14	Résolution temporelle d'observation et interprétation des changements	208
Fig. 3.15	Transformation de l'information du terrain au discours	210
Fig. 4.1	Exemple de mise en forme d'une donnée dans une architecture stable	225
Fig. 4.2	Années enquêtées par les différentes séries TerUti	228
Fig. 4.3	Principe du plan d'échantillonnage de l'enquête TerUti (1 et 2)	230
Fig. 4.4	Principes de l'enquête TerUti (3)	231
Fig. 4.5	Exemple de grappe TerUti (3)	232
Fig. 4.6	Faux changements induits par l'utilisation des îlots du RPG dans TerUti	234
Fig. 4.7	TerUti : intervalle de confiance en 1985 (classes agricoles)	238
Fig. 4.8	TerUti : intervalle de confiance en 1985 (classes non agricoles)	238
Fig. 4.9	Changements bruts pour les catégories forestières (séries TerUti 1, 2 et 3).	240
Fig. 4.10	Changements bruts pour les catégories artificielles (séries TerUti 1, 2 et 3).	240
Fig. 4.11	Artefact lié au changement de définition des prairies. Surfaces en Prairie temporaire et prairie permanente entre TerUti (1) et TerUti (2) mettre Ter1 et Ter2 sur graph	242
Fig. 4.12	Principe du plan d'échantillonnage de l'enquête LUCAS pilote	246
Fig. 4.13	Le principe de l'enquête LUCAS	247
Fig. 4.14	Densité des points LUCAS (2006) enquêtés par département	248
Fig. 4.15	Dates de visite des points en France dans les enquêtes LUCAS	249
Fig. 4.16	Analyse des points enquêtés dans l'enquête LUCAS en France	250
Fig. 4.17	Différences entre millésimes et cartes des changements	257
Fig. 4.18	Exemple (1) de règle de généralisation appliquée dans CLC	259
Fig. 4.19	Exemple (2) de règle de généralisation appliquée dans CLC	259
Fig. 4.20	Emprise de l'Urban Atlas 2012	274
Fig. 4.21	Variabilité spatiale du dessin des contours des ilots.	280
Fig. 4.22	Définition FAO de la forêt appliquée par l'IFN	285
Fig. 4.23	Scores thématiques des données	294
Fig. 4.24	Scores spatiaux des données	295

Fig. 4.25	Temporalités des jeux de données	296
Fig. 4.26	Taux de changement annualisé moyen	299
Fig. 4.27	Différences des pertes et gains entre TerUti et MOS IDF (1982-1987)	300
Fig. 4.28	Différences des soldes entre TerUti et MOS IDF (1982-1987), en ha	300
Fig. 4.29	Différences des pertes et gains entre TerUti et MOS IDF (1994-1999)	301
Fig. 4.30	Différences des soldes entre TerUti et MOS IDF (1994-1999), en ha	301
Fig. 4.31	Différences des pertes et gains entre CLC (00-06) et MOS IDF (99-08) en ha	301
Fig. 4.32	Comparaison entre TerUti et MOS PACA pour l'année 1999	302
Fig. 4.33	Estimations TerUti et MOS PACA pour l'année 2006	302
Fig. 4.34	Comparaison entre TerUti et MOS NPDC pour l'année 1998	303
Fig. 4.35	Comparaison des superficies forestières TerUti et IFN	305
Fig. 4.36	Ecarts entre surface « sans végétation » par l'IFN et par TerUti pour 2010	306
Fig. 4.37	Répartition des écarts totaux entre Lucas et TerUti	306
Fig. 4.38	Evolution nette entre 2009 et 2012 selon TerUti et Lucas	307
Fig. 4.39	Evolution nette de la forêt entre 2009 et 2012 selon TerUti et Lucas	307
Fig. 4.40	Ecarts par région entre TerUti et LUCAS (2009-2012) en % des écarts totaux	308
Fig. 4.41	Répartition des classes des MOS incluses dans les polygones CLC 243	311
Fig. 5.1	L'approche par processus	316
Fig. 5.2.	Différents profils temporels de changement	317
Fig. 5.3	Comprendre les changements	321
Fig. 5.4	Le modèle nord-américain de la transition d'usage des terres	322
Fig. 5.5	L'utilisation des terres dans 6 pays européens en 2012	324
Fig. 5.6	Un tableau simplifié de la composition de l'occupation du sol en France : catégories GIEC surreprésentées par département d'après CLC en 2006	324
Fig. 5.7	Résumé de l'évolution de la composition du territoire français depuis 30 ans	326
Fig. 5.8	Evolution des surfaces depuis 1990 d'après TerUti	326
Fig. 5.9	Evolution des Terres Agricoles (Cultures, Prairies)	329
Fig. 5.10	La spécialisation agricole : un trait distinctif ?	330
Fig. 5.11	Une perte de diversité des paysages agricoles entre 1970 et 2000	331
Fig. 5.12	Conversions interannuelles moyennes entre 2006 et 2010)	332
Fig. 5.13	Evolution des surfaces de prairies et de cultures annuelles d'après la SAA	333
Fig. 5.14	Evolution des surfaces de vignobles en France (en ha)	336
Fig. 5.15	Le processus spatial de remembrement	338
Fig.5.16	Les successions après abandon de terre agricole	339
Fig. 5.17	Evolution de la surface forestière en France depuis 15000 ans	341
Fig. 5.18	Surfaces des bois et forêts en France (hors peupleraies), 1780-1995	342
Fig.5.19	Evolution des surfaces boisées entre 1990 et 2012	343
Fig. 5.20	Surfaces autorisées au défrichement entre 2000 et 2013	345
Fig. 5.21	Evolution des ventes de plants forestiers	346
Fig. 5.22.	Evolution des surfaces artificialisées depuis 1980	349
Fig. 5.23	Comparaison des surfaces bâties en Ile de France estimées Sitadel et TerUti	349
Fig. 5.24	Typologie des processus spatiaux d'étalement urbain	351
Fig. 5.25	Remembrement urbain et densification	352
Fig. 6.1	Les 12 trames de configuration	362
Fig. 6.2	Variation de l'indice de complexité des paysages simulés	363
Fig. 6.3	Construction des différentes compositions à partir de chaque configuration	363
Fig. 6.4	Plan d'échantillonnage régulier	364
Fig. 6.5	Plan d'échantillonnage semi-aléatoire	364
Fig. 6.6	Plan d'échantillonnage en grappes	364
Fig. 6.7	Exemple de pixellisation	365
Fig. 6.8	Exemple de simplification vectorielle	365
Fig. 6.9	Variation de l'estimation en fonction de la méthode et de l'échelle d'observation	366
Fig. 6.10	Effet du plan d'échantillonnage sur la précision de l'estimation	367
Fig. 6.11	Cas où il y a moins de points d'échantillonnage que de polygones	367
Fig. 6.12	Cas où il y a plus de points d'échantillonnage que de polygones	368
Fig.6.13	Variation de l'estimation par échantillonnage en fonction du type de paysage	368

Fig.6.14	Variation de l'estimation par pixellisation en fonction du type de paysage	369
Fig.6.15	Variation de l'estimation par simplification en fonction du type de paysage	369
Fig. 6.16	Photographie diachronique et EPL	370
Fig. 6.17	Sensibilité du pixel aux objets	371
Fig. 6.18	Une anomalie : la désartificialisation	372
Fig. 6.19	Principaux flux bruts contraires dans TerUti 1 & 2 (en ha)	373
Fig. 6.20	Corrélation entre flux de et vers l'artificiel (TerUti)	374
Fig. 6.21	Maximum d'artificialisation ramené à la surface artificielle (TerUti-1)	374
Fig. 6.22	Degré d'homogénéité des classes CLC titre de l'axe et unité	376
Fig. 6.23	De l'expérience de terrain à la donnée	383
Fig. 6.24.	Parcours et points observés	385
Fig. 6.25	Distance effective au point d'observation	386
Fig. 6.26	Classement des points visités	386
Fig. 6.27	Part d'incertitude par classe	388
Fig. 6.28	Explication de l'enquête, présentée aux répondants	389
Fig. 6.29	Taux d'incertitude par répondant	390
Fig. 6.30	Lien entre incertitude et expertise	390
Fig. 6.31	Taux d'incertitude par point	391
Fig. 6.32	Photos identifiées le plus difficilement et le plus facilement	391
Fig. 6.33	Un cas de divergence de certitude	392
Fig. 6.34	Taux d'incertitude par classe	392
Fig. 6.35a	Unidirectional change	397
Fig. 6.35b	Non-unidirectional change	397
Fig. 6.36	Stable and change sequences patterns	398
Fig. 6.37	Computation of parameters through change sequences	399
Fig. 6.38	Data location	400
Fig. 6.39	Overall total change rate with IPCC classes for the four different datasets	402
Fig. 6.40	Total change and annualized rate of land cover change (TerUti)	403
Fig. 6.41	Total change and annualized rate of land cover change (MODIS)	403
Fig. 6.42	Total change and annualized rate of land cover change (Méjan)	403
Fig. 6.43	Total change and annualized rate of land cover change (IdF)	404
Fig. 6.44	Swap sequences within all change sequences in the datasets	404
Fig. 6.45	Localisation of swap sequences in IdF	405
Fig. 6.46	Localisation of swap sequences in Méjan	405
Fig. 6.47	Localisation of swap sequences in TerUti	406
Fig. 6.48	Localisation of swap sequences in MODIS	406
Fig. 6.49	Presence of IPCC classes within change sequences	407
Fig. 6.50	Evolution of patch size (standard deviation) through time	408
Fig. 6.51	Type of landscape change sequences in Méjan	409
Fig. 6.52	A way to distinguish false positives from real change?	410
Fig. 6.53	Levels of temporal uncertainties for land-cover changes conversions	411
Fig. 7.1	Capacité des nomenclatures à faciliter la compatibilité entre les deux MOS	420
Fig. 7.2	Principe de la partition maintenue constante	424
Fig. 7.3	Structure d'un modèle spatialement explicite de changement d'occupation du sol	426
Fig. 7.4	Les nouvelles régions métropolitaines	428
Fig. 7.5	Zonage climatique	429
Fig. 7.6	Zonage pédologique par défaut	430
Fig. 7.7	Zonage pédologique d'après la BDGSF	430
Fig. 7.8	Exemple de typologie simplifiée des paysages adaptée à l'enjeu carbone	431
Fig. 7.9	Conversions annuelles Ile de France (1990-2012) d'après TerUti, MOS et CLC	435
Fig. 7.10	Conversions annuelles entre Cultures et Artificiel	436
Fig. 7.11	Conversions annuelles entre Cultures et Artificiel (sans le MOS)	436
Fig. 7.12	Impact du MOS	437
Fig. 7.13	Aperçu de la grille et du découpage administratif	440
Fig. 7.14	Zones artificialisées issues d'Urban Atlas, du MOS Picardie, de CLC et de l'IGN	441
Fig. 7.15	Carte de référence (2012) de l'Oise	441

Fig. 7.16 Carte des changements C->A d'après CLC 442
Fig. 7.17 Carte des changements C->A d'après MOS 442
Fig. 7.18 Carte des points LUCAS : validation 443
Fig. 7.19 Carte de France des MOS disponible et des « zones blanches » 444

Liste des tableaux

Tab. 1.1 Les différents acteurs institutionnels impliqués dans les inventaires UTCATF 24
Tab. 1.2 Les six catégories d'occupation du sol de référence pour les inventaires 42
Tab. 1.3 Nomenclatures de référence Giec et sous-catégories Citepa 68
Tab. 1.4 Résultats synthétisés de l'inventaire national français 71
Tab. 1.5 Ventilation des termes de la problématique : de multiples angles possibles 77
Tab. 2.1 Comparaisons des stocks dans les sols d'après deux sources 109
Tab. 2.2 Flux de carbone dans les sols cultivés 117
Tab. 2.3 Stocks de carbone dans les sols bâtis et revêtus. 118
Tab. 2.4 Correspondance entre dynamiques et conversions-types 120
Tab. 3.1 Matrice d'occupation du sol 144
Tab. 3.2 Les modalités techniques de suivi des changements répondent à des besoins concrets 149
Tab. 3.3 Récapitulatif des différentes approches 151
Tab. 3.4 Matrice de confusion, erreurs d'omission et de commission 157
Tab. 3.4 La création de cartes hybrides intégration de données dans la littérature 173
Tab. 3.6 Comparatif entre les catégories GIEC et les autres classifications 191
Tab. 3.7 Définitions de la forêt dans les données françaises 193
Tab. 3.8 Cas de différences d'interprétation des dynamiques de la forêt 194
Tab. 3.9 Classes artificielles dans les données françaises 195
Tab. 3.10 Classes correspondant à la catégorie « Cultures » dans les données françaises 197
Tab. 3.11 Classes correspondant à la catégorie « Prairie » dans les données françaises 199
Tab. 3.12 Classes correspondant à la catégorie « Zones humides » dans les données 201
Tab. 3.13 Récapitulatif des différences entre occupation, utilisation et fonction 204
Tab. 3.14 Récapitulatif des interactions entre échelle et incertitude 210
Tab. 4.1 Liste des données généralistes à échelle nationale 227
Tab 4.2 Faux changements induits par l'utilisation des îlots du RPG dans TerUti 234
Tab. 4.3 Organisation de la nomenclature d'occupation du sol de TerUti (1 et 2) 241
Tab. 4.4 Organisation de la nomenclature d'utilisation du sol de TerUti (1 et 2) 241
Tab. 4.5 Organisation de la nomenclature d'occupation du sol de TerUti (3) 242
Tab. 4.6 Strates de l'enquête LUCAS 247
Tab. 4.7 Nomenclature simplifiée des codes d'occupation du sol de LUCAS 251
Tab. 4.8 Nomenclature simplifiée des codes d'utilisation du sol de LUCAS 251
Tab. 4.9 Nomenclature simplifiée de CLC 260
Tab. 4.10 Structure de la nomenclature OSO 263
Tab. 4.11 Résumé de la nomenclature de couverture du sol d'OCS-GE 272
Tab. 4.12 Nomenclature du RPG 280
Tab. 4.13 Comparaison entre le MOS et CLC en Nord-Pas-de-Calais 303
Tab. 4.14 Comparaison entre les données TerUti (2007) et IFN (campagne 2005-2009, année moyenne 2007) (en milliers d'ha), en France 304
Tab. 5.1. Classes ciblées et classes évitées dans CLC et TerUti 328
Tab. 5.2 Comparaison des surfaces en zones humides entre TerUti et d'autres sources 353
Tab. 5.3. Ebauche d'une typologie des éléments ponctuels et linéaires 356
Tab. 6.1 Structure de la table d'information 385
Tab.. 6.2. Characteristics of the datasets 400
Tab. 6.3. Levels of class aggregation 401
Tab. 7.1 Nomenclature proposée 419
Tab. 7.2. Strates sémantiques 421
Tab. 7.3 Structure d'un tableau de données au format de référence 424

Tab. 7.4 Matrice 1990-2014, en h a 433
Tab. 7.5 Matrice 1990-2014, en % 433
Tab. 7.6 Matrice 1990-2014, en % 433
Tab. 7.7 Référentiels temporels des données sources pour le protocole proposé 434
Tab. 7.8 Probabilités de conversions rares et aberrantes 438
Tab. 7.9 Plan d'action à moyen terme pour la mise en œuvre du protocole 444

Liste des encadrés

Encadré 1 Définition agronomique de la prairie 198
Encadré 2 Produits issus de données satellitaires 252
Encadré 3 Données privées à la production non systématisée 276
Encadré 4 Inventaires des haies 286

Introduction générale

Le récit démesuré du changement global

Le 12 décembre 2015, l'ensemble des Etats de la planète s'accorda à limiter, d'ici la fin du siècle, le réchauffement de l'atmosphère à 2°C, voire à 1,5°C de plus que les moyennes préindustrielles – et ce alors que les températures moyennes mondiales ont déjà augmenté de 0,85°C entre 1880 et 2012. Cet accord est le signe incontestable de la reconnaissance politique partagée – certes non unanimement – des conclusions scientifiques du Giec sur la nécessité de réduire drastiquement les émissions de gaz à effet de serre. Au-delà des changements climatiques, cela renvoie à la question du changement global et de l'impact croissant des activités humaines sur la biosphère. Ce constat a amené la communauté des géologues à proposer le terme « *anthropocène* » pour désigner l'ère géologique actuelle, marquée par une série d'indicateurs présentant des courbes exponentielles, des effets d'emballement incontrôlés. Parmi ces indicateurs : la déforestation, l'urbanisation, l'intensification agricole, autrement dit l'action directe de l'homme sur les terres. L'usage, l'appropriation, la transformation, la gestion, bref la volonté de *contrôle, de maîtrise* croissante des surfaces terrestres a entrainé des changements dont le rythme et les impacts semblent hors de contrôle, démesurés. Ce changement global est exprimé, dans la littérature scientifique, par les termes de *dégradation*, de perte de surfaces, d'altération des milieux, c'est-à-dire, littéralement, le fait qu'ils deviennent autres… autres que quoi ? Cette question de la référence dévoile généralement un sous-entendu naturaliste, celui d'une perturbation des habitats naturels, car l'échelle du diagnostic est celle de la planète. Ainsi, en France comme dans beaucoup d'autres lieux, l'état de référence mobilise des représentations idéalisées : soit le mythe d'une nature à l'équilibre qui serait perturbée par l'action humaine, soit le mythe d'un paysage vu comme naturel alors qu'il est construit, entretenu et maitrisé depuis des siècles. « *Les forêts précèdent les peuples, les déserts les suivent* ». Cette phrase, associée à tort à Chateaubriand et souvent citée (Le Bot, 2012), est à elle seule révélatrice d'un lieu commun écologiste bien ancré. Or, l'analyse géographique privilégie des échelles pertinentes d'analyses qui nuancent ce propos. Les changements d'occupation des sols résument de multiples dynamiques qui ne se limitent pas à la consommation d'espace par l'urbanisation et à la régression des espaces naturels. Le prisme global de la préoccupation environnementale masque en effet la réalité plus complexe des évolutions paysagères dans des territoires façonnés depuis des siècles comme la France. De même, l'idée de *changement global* sous-tend l'idée que la nature est sans changement et que les changements sont anthropiques et non souhaitables, alors qu'en réalité les paysages évoluent sans cesse et les milieux connaissent des dynamiques : environnement et société sont dans un système d'interactions et d'interface complexes.

Comment mesurer : les métriques environnementales et leur usage

L'émergence des politiques environnementales et des accords internationaux est associée à la volonté de mesurer l'impact de l'homme sur la planète, *via* des indicateurs synthétiques. Les changements d'occupation du sol peuvent être interprétés comme un résumé du changement global. Néanmoins, l'importance donnée à la lutte contre les changements climatiques a mis en avant les flux de gaz à effet de serre et le carbone en particulier comme métrique centrale du changement global. Les inventaires nationaux d'émissions de gaz à effet de serre sont au cœur du dispositif de mesure et d'évaluation de ce changement global. Ces inventaires ne comptabilisent les changements

d'occupation des sols que parce qu'ils génèrent des flux de carbone. Ce prisme engendre de fait une hiérarchisation des enjeux, mettant de côté d'autres aspects environnementaux. La mesure est un enjeu scientifique, politique, stratégique. La définition des méthodes, la mise en place de règles de calcul, l'usage des résultats associés sont des questions investies par le champ institutionnel. Nous réinterrogerons dans cette thèse les présupposés et les limites de la mesure des changements d'occupation du sol dans le cadre des inventaires nationaux d'émissions de gaz à effet de serre, et nous poserons sur cet exercice technique très normé un regard critique. La mesure n'est pas un acte neutre : elle est elle-même, en tant que dispositif d'interprétation et en tant que résultat, l'objet d'une normalisation de l'environnement au service d'un système de représentations.

Au delà de la quantification: prendre la mesure

Pour dépasser l'injonction de quantifier, d'appliquer une logique comptable sur l'évolution des territoires, il est nécessaire de nuancer cette vision et d'apporter un regard plus proche du fonctionnement du territoire, du terrain, du sol, des composants de la biosphère. De même que l'approche purement quantitative a ses limites, les termes employés doivent être sélectionnés avec attention, car la qualification des dynamiques d'occupation du sol se place souvent dans un système de valeurs, avec des présupposés : les sols auraient des *vocations*, certaines évolutions seraient des *valorisations* ou des *dégradations*… Pour changer de point de vue, l'approche géographique permet à la fois de repenser la mesure sous l'angle technique et de prendre en compte les dimensions de la complexité des phénomènes à l'œuvre. Nous tenterons dans cette thèse de lier chiffres et signification, de convoquer les échelles pertinentes pour comprendre les changements d'occupation des terres et leur suivi dans le cadre des inventaires de flux de carbone.

PARTIE I

CONTEXTE

Chapitre 1

Contexte et objectifs

Cette thèse répond à une question formulée par des acteurs des territoires et de l'action publique, et non uniquement par la communauté scientifique. Pour comprendre et définir cette question, nous traiterons d'abord du contexte et de ses implications. Dans ce chapitre, nous allons d'abord expliciter la création du sujet de thèse, fruit d'une commande et ancré dans un contexte technique et politique précis, celui des enjeux méthodologiques de la réalisation, par le Citepa, de l'inventaire des émissions de gaz à effet de serre (GES) liés aux changements d'occupation du sol en France dans le cadre de la CCNUCC et du Protocole de Kyoto (section 1.1). Nous allons ensuite expliciter les dimensions de ce contexte et leurs implications sur la définition du sujet et sur les outils qui seront employés : comment le suivi de l'occupation du sol est devenu une préoccupation politique qui a mené à la mise en place de systèmes de suivi, motivés par plusieurs objectifs (section 1.2) ; comment l'émergence de la question scientifique du changement climatique a remis en perspective les changements d'occupation du sol (section 1.3) et enfin comment les données et connaissances existantes sur l'occupation du sol en France ont été réinvesties pour répondre au nouvel enjeu de suivi des flux de GES (section 1.4). En particulier, nous verrons comment l'inventaire des flux de GES mobilise les données sur les changements d'occupation du sol (section 1.5). Finalement, nous tirerons les conséquences de ces enjeux pour notre travail, dont l'objet est d'établir des passerelles entre ce contexte particulier et les apports des sciences géographiques (section 1.6).

1.1 Origine de la thèse

Cette thèse s'inscrit dans un contexte institutionnel qu'il convient de préciser, car les contraintes auxquelles notre travail doit répondre en sont directement issues. Ce contexte, national mais aussi international, définit aussi en partie le cadre conceptuel et technique de nos recherches, le vocabulaire et les outils mobilisés.

La France doit calculer les émissions de gaz à effet de serre liées à l'occupation des sols

Chaque année, dans le cadre international de la lutte contre les changements climatiques[1], la France doit estimer ses émissions de gaz à effet de serre et les déclarer officiellement. Le Ministère en charge de l'Environnement, chargé de cette déclaration, a confié la mission de la réalisation de l'inventaire des émissions de gaz à effet de serre à un opérateur d'Etat. L'inventaire estime tous les flux (émissions et absorptions) anthropiques de GES : ceux-ci sont calculés pour l'ensemble des secteurs d'activité (industrie, transports, énergie, etc.). L'occupation des terres et les changements d'occupation des terres représentent un secteur à part entière appelé secteur UTCATF (Utilisation des Terres, Changement d'Affectation des Terres et Foresterie). Dans cet inventaire de GES, les flux d'émission et d'absorption liés aux changements d'utilisation et d'occupation du sol sont notamment estimés à partir de données de suivi de l'évolution du territoire. Comme toute estimation, l'inventaire peut surestimer ou sous-estimer ces flux. Il s'agit d'estimer le plus fidèlement possible les flux réels, mais cela recouvre aussi des enjeux stratégiques : une surestimation des flux représenterait un désavantage pour le pays. Nous reviendrons dans le détail sur ce contexte politique international et national plus bas dans ce chapitre.

Pour un pays comme la France, établir une politique climat ne revient pas seulement à baisser les émissions, mais revient aussi à tirer parti au mieux de son territoire (valoriser les puits de carbone, en particulier la forêt).

Le CITEPA a pour mission de réaliser cet inventaire

Le Citepa (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique) est l'organisme privé chargé de réaliser l'inventaire tous les ans, mission pour laquelle il a le statut d'opérateur d'Etat (voir plus loin dans ce chapitre). Cette tâche est complexe, cependant elle doit être réalisée en quelques mois, avec un nombre d'ingénieurs limité et un budget défini à l'avance par le Ministère en charge de l'Environnement. La réalisation de l'inventaire s'inscrit dans un cadre normatif international et l'inventaire est régulièrement contrôlé, non seulement pour l'exactitude de ses estimations mais aussi pour s'assurer de l'amélioration méthodologique continue. Au sein du Citepa, l'inventaire des émissions de GES liées à l'occupation du sol repose principalement sur une équipe d'une à deux personnes.

Des questions méthodologiques ont été identifiées

Dans ce contexte, le Citepa a formulé des besoins méthodologiques pour améliorer la robustesse de son inventaire des flux de GES liés à l'occupation des terres :

[1] Le GIEC parle de « changements climatiques » au pluriel, tout comme l'intitulé de la CCNUCC « Convention-Cadre sur les Changements Climatiques », et ce afin de sous-entendre la diversité des changements en questions (qui ne sauraient se résumer à un uniforme *réchauffement*). Nous choisissons ici de nous en tenir à cette convention.

- il a identifié des problèmes sur les données utilisées, et questionne leur pertinence. Les données sources doivent être corrigées, et ce travail est réalisé dans une logique de court-terme. Un temps de réflexion plus long, celui de la recherche, permettrait de répondre à ces interrogations ;

- il doit justifier l'utilisation de cette donnée source à l'exclusion d'autres ; et doit ainsi pouvoir répondre à la question (notamment de la part du ministère en charge de l'Environnement, commanditaire de l'inventaire) : pourquoi ne pas utiliser une autre donnée source, pourquoi poursuivre avec cette méthode ?

- il doit répondre à l'enjeu de qualité de l'inventaire, exigé par les instances internationales et nationales, et lors des processus de revue (vérification de la qualité par des experts internationaux) : est-ce que cette méthode (avec cette source de données) apporte une précision suffisante ? Génère-t-elle un biais important ? Entraine-t-elle une surestimation ou une sous-estimation des émissions de gaz à effet de serre dues aux changements d'occupation du sol ?

Le Citepa a donc besoin de développer des recherches plus approfondies que ce que ses moyens le permettent sur ce sujet, afin de pouvoir prendre du recul sur le rythme annuel des inventaires et bénéficier d'une expertise qui outrepasse ses domaines de compétences habituels et qui soit la plus approfondie possible.

Le recours à un travail de recherche en géographie

Pour répondre à ces besoins, le Citepa a fait appel à un travail de recherche, pour que quelqu'un puisse répondre à ce besoin sur une temporalité plus longue. La géographie était la discipline la plus adéquate pour que cette analyse bénéficie d'un point de vue différent de celui des ingénieurs (l'inventaire actuel est mené par des agronomes). Le caractère interdisciplinaire de la géographie est aussi adapté à un sujet dont les facettes sont multiples, et interrogent à la fois la question des données, de la statistique, de l'écologie, de la biogéographie, de la cartographie, la connaissance de l'évolution du territoire, etc. Ce travail de recherche a d'abord pris la forme d'un mémoire de deuxième année de master (2012), puis d'une thèse (2013-2016). Plusieurs objectifs précis ont été assignés à ce travail :

- expertiser les méthodes actuelles, identifier d'autres méthodes possibles, évaluer la fiabilité des estimations,

- évaluer la pertinence des données sources et des autres données potentiellement mobilisables

- expliciter les incertitudes jouant sur les données sources et leurs facteurs,

- vérifier que les flux de GES ne sont pas surestimés ou sous-estimés par la méthode actuelle.

Objet et format de la thèse

Cette thèse s'inscrit dans le programme de co-financement de thèses de l'ADEME visant à favoriser la recherche en environnement. Le CITEPA en est le co-financeur. Néanmoins, l'origine de la thèse revient au CITEPA qui avait identifié ces besoins dès 2011 et avait accueilli le stage de Master 2 qui engageant les premières réflexions sur l'hétérogénéité des données et les erreurs possibles quant à l'estimation des changements. Comme cela avait alors été préconisé par le jury du mémoire, cette

thèse correspond à une continuation et un approfondissement de ces travaux qui soulèvent de nombreuses questions.
Ces travaux bénéficient d'un double-encadrement. La direction universitaire est assurée par Marianne Cohen, alors membre du laboratoire pluridisciplinaire Ladyss (LAboratoire des DYnamiques Sociales et recomposition des espaces), laboratoire pertinent pour le co-encadrement de cette thèse, notamment par l'existence du Pôle Image (centre de ressources informatiques et d'information géographique) et par son expérience de recherches sur l'évolution des espaces, des paysages, son regard critique sur les indicateurs environnementaux, au sein de l'Axe de recherche 3, « environnement et développement : vers un nouveau paradigme ? ». L'encadrement est aussi assuré par Etienne Mathias, responsable au Citepa de la réalisation de l'inventaire des flux de GES dus aux changements d'occupation du sol.

Cette thèse répond donc en premier lieu à un besoin identifié d'amélioration de l'inventaire français des émissions de gaz à effet de serre dues aux changements d'utilisation des terres. En deuxième lieu, l'analyse des implications de ce contexte ainsi que l'état de l'art académique permettra de préciser ces objectifs en termes scientifiques et de mettre en place une approche critique approfondie sur les concepts et outils mobilisés par l'évaluation des changements d'occupation des terres.
En somme, il s'agit d'une thèse résolument tournée vers une question méthodologique, qui comprend un important volet technique : compilation, mise en forme et évaluation de données, compilation de travaux existants, proposition d'amélioration de la méthode actuelle et explications des incertitudes. A ce volet doit nécessairement correspondre un volet critique : remise en contexte des données, de leur qualité, éclairage des hypothèses par l'état de l'art, évaluation de la pertinence des modes de représentation spatiale, temporelle et thématique de l'information ainsi que des notions d'erreur, de vérité-terrain, de précision. De cette manière, la thèse englobe toutes les dimensions de l'analyse méthodologique.

Dès lors, la question se pose de savoir quel est l'enjeu véritable de notre travail. Il s'agit d'améliorer la compréhension sur le sujet. En France, rares sont les travaux qui mobilisent un grand jeu de données à l'échelle nationale encore plus rares avec un focus sur les changements, encore davantage dans l'optique carbone. Mais l'enjeu de départ est finalement fixé par le contexte : le but n'est pas d'être plus précis pour la précision mathématique en elle-même, mais de suivre au mieux les dynamiques réelles car ces estimations servent de base aux politiques publiques sur le climat : il s'agit de fournir des indicateurs pertinents et de qualité.

Implications principales

Les deux principales conséquences de ce contexte sur nos recherches sont d'ordre politique et technique.

La conséquence en termes politique est que l'inventaire n'est pas un simple exercice d'estimation. Il a une forte portée stratégique. D'une part, une modification des résultats de l'inventaire en tant qu'indicateur a des conséquences potentiellement importantes sur le plan international ; d'autre part il est attendu que l'estimation des flux de GES liés aux changements d'occupation des terres reflètent les dynamiques territoriales connues, en particulier les grandes politiques agricoles, d'aménagement, forestières, ou encore de limitation de l'étalement urbain. Le sujet, en tout cas, est inséparable de présupposés forts, de la part des institutions publiques. Par exemple, le rôle de la forêt dans le stockage de carbone ne doit pas être sous-estimé. Ainsi, notre

travail, même s'il s'agit d'un travail de recherche indépendant, s'inscrit directement au cœur d'enjeux stratégiques qui influencent forcément en partie la démarche engagée.

La conséquence en termes de technicité est que le sujet est marqué par le contexte dans lequel il s'inscrit. Il en hérite les termes, références, jargon, méthodes… un vocabulaire et des outils qui sont autant de façons de saisir le problème. Cette technicité se retrouve d'abord dans les outils et formats de notification[1], c'est-à-dire la manière dont l'inventaire UTCATF aborde les changements d'occupation du sol, applique des normes de définitions et des façons de considérer le territoire… Cela se retrouve notamment dans un vocabulaire spécifique, parfois différent du vocabulaire de la communauté scientifique travaillant sur les changements d'occupation du sol, car propre aux décisions politiques . Alors que la science insiste sur les incertitudes, la politique prend des décisions sur ces sujets et impose des modes de comptabilisation. Le monde académique tout comme la société civile (avec les ONG) doit investir ce lexique pour mieux le comprendre et l'aborder avec un appareillage critique.

Ainsi, ce contexte définit un premier cadre théorique, concernant les façons de représenter l'espace, de considérer les changements d'occupation du sol, les flux de carbone, de définir les différentes catégories d'utilisation, etc. En parallèle, il formule des contraintes et objectifs dans le cadre de l'inventaire français et de l'état actuel des travaux au Citepa. En particulier, il s'agit d'analyser les données actuellement utilisées et les difficultés qu'elles posent. En outre, le besoin d'une solution opérationnelle et le cadre technique de la réalisation de l'inventaire imposent de considérer des méthodes générales, applicables à l'ensemble de la France, plutôt qu'une recherche sur un terrain local, approfondissant la connaissance précise du fonctionnement de l'occupation du sol d'un espace restreint.

Nous allons dans ce qui suit expliciter ce contexte et ses implications car nos choix de sélection, de traitement de données et de conception d'une solution sont dictés en partie par ces contraintes.

A première vue, cette thèse s'inscrit dans le contexte de la réalisation des inventaires UTCATF. Mais ces inventaires s'inscrivent eux-mêmes dans un contexte plus large de suivi des terres pour répondre à un enjeu d'aménagement du territoire. Ce contexte a s'est constitué en trois temps : d'abord au niveau politique (suivi du territoire aux échelles de décision, essentiellement nationales et européennes pour la France), puis aux niveaux scientifique et politique, à l'échelle internationale (organes de recherche et de discussion multilatérales : ONU, Giec, etc.) et enfin à l'échelle nationale de nouveau (application des règles et des principes tirés de l'échelle internationale). Ces trois dimensions sont donc directement liées entre elles :

a) Le suivi du territoire, à l'échelle nationale souvent, mais aussi européenne, relève d'un enjeu stratégique et répond à un besoin de maîtrise politique et économique du territoire, d'aménagement et de contrôle. Des systèmes de production de données officielles ont été construits pour cela. En cela, nous verrons que ces données répondent toujours à un enjeu.
b) L'émergence à l'échelle internationale de l'enjeu des changements climatiques a attiré l'attention sur la nécessité de suivre l'occupation des sols qui influencent les flux de GES. Pour les suivre, des normes ont été préconisées. La mise en place de la Convention Cadre des Nations Unies et du Protocole de Kyoto ont engagé la réalisation d'inventaires nationaux sur

[1] Il est généralement question de « rapportage », anglicisme (*reporting*) pour désigner les modalités normées de soumission et de déclaration des résultats d'inventaires aux Nations-Unies.

les changements d'occupation du sol, et le GIEC en a défini les principes méthodologiques (voir section 1.3).

c) La France, comme d'autres Parties à la CCNUCC, s'est emparée de cet enjeu, a mis en pratique ces normes, à travers la réalisation de son inventaire et la mise en place de programmes de recherche. Les acteurs concernés, les données mobilisées, et les pratiques des acteurs sont des éléments sur lesquels cette thèse apporte une expertise. Les données préexistantes sont réinvesties avec un nouvel objectif : le suivi des GES. Des données spécifiquement prévues pour suivre le carbone et pour les inventaires sont aussi créées, mais les inventaires et les modèles liant changements d'occupation du sol et GES sont la plupart du temps basés sur des données préexistantes non prévues à cet effet.

Dès lors, le contexte de la thèse ne se limite pas simplement à l'inventaire des flux de GES liés aux changements d'occupation des sols mais bien aux nouvelles façons de considérer le suivi du territoire par le prisme d'un enjeu dominant les politiques publiques environnementales, agricoles et paysagères : les changements climatiques.

Pour cette raison, nous traitons plus largement ici le contexte international, européen et français des projets de suivi de l'occupation du sol et des motifs de ce suivi pour ensuite bien comprendre la particularité de ce suivi réalisé avec une approche de comptabilisation des flux de carbone.

Le sujet de la thèse reflète l'inscription institutionnelle du Citepa, organisme opérateur d'Etat très lié aux organismes techniques et aux ministères de l'environnement et de l'agriculture, ainsi qu'aux institutions européennes et internationales ayant fixé le cadre théorique, idéologique, politique et méthodologique du suivi des flux de GES liés à l'occupation des sols.

Ce contexte institutionnel particulier, qui n'entretient pas toujours des liens récurrents avec le monde de la recherche, est analysé dans les sections suivantes. Le tableau ci-dessous dresse un premier aperçu des différents acteurs et niveaux d'intervention en ce qui concerne le suivi des flux de GES liés à l'occupation du sol.

Tableau 1.1 Les différents acteurs institutionnels impliqués dans les inventaires UTCATF

	Suivi de l'occupation du sol	Enjeu GES du suivi de l'occupation du sol	Méthodes de suivi de l'occupation du sol pour les GES
Infranational	Régions, Intercommunalités	AASQA (Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air)	AASQA
National	Organismes centralisés et décentralisés de production de statistiques et d'analyse techniques Insee, SSP, SOeS, Cerema…) ; IGN ; Universités et centres de recherche	Organismes mixtes (institutionnels et recherche) : Ademe, Inra, IGN ; Universités et centres de recherche	Citepa, IGN ; Universités et centres de recherche
Européen	EuroStat, AEE	JRC, AEE	JRC
International	Universités, Nasa, etc.	GIEC, CCNUCC, Protocole de Kyoto, Accords de Paris	GIEC

Ces différents niveaux de contexte sont apparus dans selon des temporalités différentes et ont mis en place des référentiels qu'il convient de présenter afin de comprendre le cadre normé dans lequel s'inscrit notre travail. L'implication des régions et communes et de plus en plus marquée, notamment par rapport à la problématique de l'urbanisation (voir section suivante), et par l'évolution réglementaire[1].

1.2 A l'origine, le suivi du territoire répond à d'autres enjeux que le carbone

Le suivi des changements d'occupation des terres est avant tout inscrit dans un contexte institutionnel car lié à la préoccupation politique de maîtrise du territoire. La problématique du suivi du territoire et des outils adaptés pour le réaliser est largement investie par les pouvoirs publics, premièrement pour définir pourquoi suivre le territoire et deuxièmement pour définir comment le suivre.

1.2.1 Le contexte institutionnel définit *pourquoi* suivre le territoire

Il y a une volonté politique de mesurer l'évolution du territoire, de quantifier les ressources naturelles, d'évaluer l'impact sur l'environnement de l'activité humaine, etc. L'enjeu est de connaître et de suivre le territoire pour le contrôler, le maîtriser, l'aménager, le protéger. Le suivi de l'occupation du sol pour le carbone s'inscrit donc dans un besoin simplement politique, économique et stratégique pour un Etat de connaître son territoire, ses ressources et ses potentialités.

La maîtrise des données sur le territoire

Le paradigme du bon aménagement vise à ordonner le territoire ; le paysage est source de croissance économique et de stabilité politique, il est le miroir de la bonne gouvernance (Luginbühl, 1989). En cela, des dispositifs de suivi du territoire ont été mis en place pour s'assurer de ce bon aménagement : le territoire est ordonné en catégories claires, notamment productives et non-productives. L'occupation du sol présente une information en catégories simples, complémentaires des données foncières (lourdes et complexes). Elle se limite à un simple constat, sans informations personnelles, sur l'état d'utilisation du territoire, toutes zones comprises, sans séparation des modes de propriété. Une carte de l'occupation du sol peut correspondre à une cartographie par défaut, simple et synthétique, d'un territoire. Elle permet de rassembler sur les surfaces urbanisées, cultivées, boisées, protégées, des informations autrement éparses, issues d'organismes aux spécifications différentes, avec des rythmes de renouvellement des données différentes, et des recoupement parfois impossibles. En regroupant en un seul plan l'évolution des surfaces construites, des espaces semi-naturels, la dynamique des terres arables, l'occupation du sol relève d'une information stratégique de base en économie et en politique territoriale (Desrosieres, 1993 ; Joliveau, 2004 ; Oriol, 2010).

[1] Voir par exemple le décret 2016-849 du 28 juin 2016 relatif aux plans climat-air-énergie territoriaux.

Fig. 1.1 Un territoire ordonné, un paysage maitrisé

Lorenzetti, Ambrogio (1290-1348), *Effets du Bon Gouvernement à la campagne*, 1338-1340, fresque murale, 140×240, *Palazzo Pubblico*, Sienne, Italie. Détail. Cette fresque illustre la conception classique du monde rural comme lieu de la production, de l'*ager* contre la *silva*. L'ordonnancement du pouvoir politique et économique est une mise en ordre du paysage, de l'espace (Boucheron, 2005). Les étendues sauvages sont transformées en surfaces productives ; assignées à un rôle, exploitées, et dont on peut calculer l'aire. La cartographie de l'occupation et de l'utilisation du sol est d'abord un cadastre primitif entérinant le bon gouvernement de l'espace..

La vision de fond du territoire est celui d'un espace aménagé ou à aménager, protégé, en somme réglementé. L'approche urbanistique en particulier classe les territoires en fonction de leur aménagement actuel et potentiel.

La cartographie et le suivi de l'occupation du sol a aussi répondu à une logique militaire. Des cartes militaires régionales ont été produites dès la fin du 17^{e} siècle (Dupouey, et al. 2007), avec un souci important du détail. La connaissance précise du territoire permet le repérage des obstacles à la progression des troupes et des zones potentielles de combat. En particulier, la distinction précise des espaces couverts ou non, notamment la forêt, répond à l'enjeu d'assurer la visibilité ou l'invisibilité des troupes, notamment à la vue aérienne. Or, il est intéressant de noter que les éléments paysagers d'intérêt des cartes militaires reflètent en partie des catégories d'occupation du sol encore opérantes pour des cartes actuelles[1] : « *on distinguera, par exemple* […] *les bois, les prés, les vignes, les pelouses, les terres labourées, les parties incultes, les terrains arides et pierreux et autres détails semblables* (…) » (lettre de l'ingénieur du Génie d'Arçon, 1775, cité par Dupouey et al. 2007).

La maîtrise de la consommation des espaces naturels et agricoles

Avec l'émergence, depuis les années 1970, des enjeux environnementaux dans les politiques territoriales, les dispositifs de suivi du territoire sont utilisés pour répondre à de nouveaux besoins. La préservation des paysages et des habitats naturels, qui passe principalement par la maîtrise de l'étalement urbain, est ainsi un second grand enjeu politique lié à la question du changement d'utilisation des terres. C'est un enjeu plus facilement identifiable et qui peut être investi par davantage d'acteurs que l'enjeu climatique. Néanmoins, les deux enjeux sont souvent associés, dans

[1] Comme en témoigne la nomenclature très simple de la carte topographique de l'IGN, distinguant dans sa classe végétation les espaces boisés (bois, forêt, peupleraie, lande ligneuse, haie), les vignes et vergers (IGN, 2015).

une démarche d'évaluation environnementale globale des changements territoriaux. En soi, la maîtrise de la consommation des espaces naturels et agricoles par les activités anthropiques s'inscrit directement dans le cadre conceptuel et pratique de l'aménagement du territoire. Il en résulte des nomenclatures, des approches du territoire et de ces changements d'occupation différentes des approches climatiques. L'approche environnementale de l'occupation du sol, à l'inverse de l'approche urbanistique, considère que les terres artificialisées se sont créées au détriment de l'état initial, état dit « naturel » ou ayant en tout cas un degré plus ou moins fort de naturalité. Dans un cas l'aménagement est la règle, et le non-aménagé l'exception; dans l'autre, le regard est inversé.

Les tentatives de connaître la répartition des grandes catégories au sein du territoire en remontent aux processus historiques de contrôle du territoire et de construction d'un espace politique, notamment via la mise en place d'enquêtes, de cartes et de campagnes de photographies aériennes. Comme Fournier (1972), on peut mentionner Charlemagne, Vauban, Lavoisier et Cassini, avant les statistiques un peu plus complètes et plus systématiques de l'Empire (cadastre mis en place sous Napoléon dès 1808), seules sources disponibles pour le début du XIXe siècle jusqu'aux années 1840 avec le cadastre de 1846, l'enquête annuelle au niveau communal sur les surfaces agricoles, et les statistiques agricoles à partir de 1902.

La politique sur l'occupation du sol est d'abord locale

La naissance du droit de l'urbanisme au 20e siècle s'est appuyée sur l'idée que viennent gérer, l'équilibre entre urbanisation et espaces naturels, agricoles et forestiers dépend des documents d'urbanisme. Ainsi, la loi d'orientation foncière de 1967 (n°67-1253 du 30 déc.1967), qui établit nombre de principes du droit de l'urbanisme actuel, instaure que « *les prévisions et règles d'urbanisme s'expriment par des schémas directeurs d'aménagement et d'urbanisme et par des plans d'occupation des sols.* (…) [art. 11] (…) *compte tenu des relations entre ces agglomérations et les régions avoisinantes, et de l'équilibre qu'il convient de préserver entre l'extension urbaine, l'exercice d'activités agricoles, l'existence d'exploitations agricoles spécialisées et la conservation des massifs boisés et des sites naturels, ces schémas directeurs déterminent, en particulier, la destination générale des sols* (…) *ainsi que les zones préférentielles d'extension* » [art. 12]. Les documents d'urbanisme (les actuels PLU et SCOT) sont donc les véritables sources d'information permettant l'action sur l'occupation du sol, avant toute considération d'une donnée nationale unique construite scientifiquement. La politique liée à l'occupation du sol est d'abord une politique locale du bon équilibre entre espaces artificialisés, espaces agricoles et forestiers et espaces dits « naturels ». Les logiques d'aménagement et de protection des espaces est à l'origine du zonage du territoire, qui, en instaurant une compartimentation d'espaces complémentaires, pose de nombreux impacts environnementaux (Davodeau, 2003 ; Mora, 2008 ; Germaine et Ballouche, 2010). Elle est ensuite appliquée plus généralement à des espaces particuliers : le littoral et la montagne, avec notamment la loi montagne[1] visant entre autres à « *assurer la préservation des terres agricoles et pastorales* » en montagne et la loi littoral[2] permettant de contrer l'artificialisation de la bande littorale. En 1999, la loi Voynet[3] introduit les chartes de pays qui peuvent avoir pour mission de « préserver et requalifier le patrimoine naturel, paysager et culturel et à conforter les espaces agricoles et forestiers de territoires soumis à une forte pression d'urbanisation ». Enfin, en 2000, la loi Solidarité et Renouvellement urbain[4] confirme à nouveau le rôle des document d'urbanisme pour assurer « *l'équilibre entre le renouvellement urbain, un développement urbain maîtrisé, le développement de l'espace rural, d'une*

[1] loi n°85-30 de 1985
[2] loi n°86-2 de 1986
[3] loi n°99-533 de 1999
[4] loi n°2000-1208 de 2000

part, et la préservation des espaces affectés aux activités agricoles et forestières et la protection des espaces naturels et des paysages, d'autre part, en respectant les objectifs du développement durable ; (…) [ainsi qu'] *une utilisation économe et équilibrée des espaces naturels, urbains, périurbains et ruraux* (…) ». Entre-temps, l'urbanisation a connu un très fort développement et l'étalement urbain est devenu un objet politique qui va être investi au niveau national de manière plus efficace, avec des propositions de limitation du processus de plus en plus précises et quantifiées. Enfin, pour préserver les terres agricoles et naturelles, les collectivités disposent, en dehors des outils d'urbanisme, d'outils spécifiques plus ou moins durables et appropriés selon l'échelon administratif. Les périmètres de protection et de mise en valeur des espaces agricoles et naturels périurbains[1] au niveau départemental, les zones agricoles protégées (loi d'orientation agricole n°99-574 de 1999) au niveau communal. La première loi Grenelle de 2009[2] continue de laisser l'échelon local définir des objectifs : « *Le droit de l'urbanisme devra prendre en compte les objectifs suivants* (…) : *lutter contre la régression des surfaces agricoles et naturelles, les collectivités territoriales fixant des objectifs chiffrés en la matière après que des indicateurs de consommation d'espace auront été définis*. (…) *Lutter contre l'étalement urbain* (…). » (chap. II, section 1, art 7 : II). De même, la loi Grenelle 2 du 12 juillet 2010 stipule que les SCOT doivent présenter des objectifs chiffrés de limitation de la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers ainsi qu'une analyse de cette consommation au cours des dix années précédentes » (chap. II, art. 17).

L'émergence d'objectifs nationaux de gestion de l'occupation du sol sans cesse repoussée

Avec l'émergence des politiques de développement durable, des objectifs nationaux clairs ont été définis pour une meilleure gestion de l'occupation du sol et une quantification des changements d'occupation du sol. Ces politiques visent d'abord à limiter la perte d'espaces agricoles, forestiers ou naturels, la perte de qualité de sols par imperméabilisation, ou encore la banalisation des paysages. L'enjeu carbone, lié à l'imperméabilisation des sols, n'est pas toujours directement traité dans ce cadre (voir plus loin). L'objectif de limiter l'étalement urbain a entrainé la modification des documents d'urbanisme et a amené à une obligation légale de mesurer la consommation d'espace. C'est cette obligation légale qui est en outre à l'origine de nombreux travaux d'analyses méthodologiques sur le suivi de l'occupation du sol, menés par des organismes déconcentrés de l'Etat (voir plus bas). En 2010, la loi de « modernisation de l'agriculture »[3] souhaitait instaurer pour la première fois un objectif quantifié national : diviser par deux les surfaces agricoles perdues d'ici 2020. Ce paragraphe de l'avant-projet de loi a été supprimé de la loi promulguée. Cet objectif a ainsi été jugé trop ambitieux pour être imposé à l'ensemble des territoires : le Conseil Economique, Social et Environnemental Régional d'Île-de-France s'inquiétait, par exemple « *de la capacité de la Région à atteindre cet objectif* »[4]. On note tout de même que l'objectif ne précisait pas s'il s'agissait de diviser par deux la dynamique nette ou brute d'artificialisation des terres agricoles, ni si cela concernait toutes les destinations de nouvelles occupations du sol, y compris l'enfrichement. Cette loi prévoit l'instauration d'un observatoire de la consommation des terres agricoles (ONCEA) pour analyser la réduction de ces surfaces. Elle crée également des commissions départementales (CDCEA) donnant un avis sur les documents d'urbanisme pour limiter les projets d'étalement urbain. En 2012, un rapport interministériel intitulé « *Gestion économe des terres agricoles dans les pays limitrophes* » (Dufourmantelle et al. 2012) présente les exemples des pays frontaliers concernant ces enjeux, et démontre l'inégale efficacité des dispositifs possibles tout en soulignant qu'en France, où la densité est plus faible, l'enjeu n'est pas aussi fortement perçu, malgré des dynamiques jugées excessives. En

[1] loi n°2005-157 du 23 février 2005 de développement des territoires ruraux
[2] loi n°2009-967
[3] loi n°2010-874 du 27 juillet 2010
[4] avis N° 2013 – 01 du 23 janvier 2010

2013, La feuille de route issue de la conférence environnementale de 2012 annonce que « *Le Gouvernement s'engage à freiner au niveau national l'artificialisation nette des espaces agricoles et naturels. Le calendrier sera fixé dans le projet de loi sur le logement, l'urbanisme et la ville* ». Dans le cadre de la préparation de la Loi pour l'accès au logement et un urbanisme rénové (ALUR) du 24 mars 2014, Cécile Duflot, ministre du logement, annonçait, un « *objectif, à terme, de zéro artificialisation nette* », or là encore l'objectif disparait de la loi et l'amendement du 28 novembre 2013 qui proposait d'ajouter « *l'atteinte d'un objectif de zéro artificialisation nette du territoire d'ici 2025* » a été rejeté. Néanmoins, cette loi impose aux documents d'aménagement d'introduire une limitation de la consommation d'espace, en favorisant la densification à la place de la « mutation » avec une portée de 10 ans.

Ces propositions se veulent de plus en plus précises, mais en vérité elles ne règlent pas la question de l'outil de suivi. Elles échouent à fixer un objectif national de limitation de l'artificialisation. Désormais, le suivi de l'occupation du sol au niveau régional ou local est obligatoire, mais aucun cadrage méthodologique national n'a été défini. La loi n'impose pas de recourir à une source de donnée en particulier : le législateur a imposé une obligation de résultats sans préciser les moyens, les outils de mesure, qu'ils soient existant ou à créer. La loi ne définit pas clairement la mesure de la consommation d'espace, et les termes utilisés varient : « consommation d'espaces », « consommation foncière », « urbanisation », « espaces naturels, agricoles et forestiers » (Rigaudière & Lesimple, 2015). Or, comme ces objectifs (même non retenus) sont relatifs, le chiffre de consommation des terres agricoles varie selon la source de données choisie… Les travaux développés au niveau des organismes publics techniques régionaux (voir plus bas) découlent de cette situation intermédiaire. Les nombreux paramètres politiques et socio-économiques à l'origine de la difficulté à contrôler l'étalement urbain en France, y compris la multiplication des niveaux de gouvernance, sont présentés par Sauvez (2009).

Le suivi de l'occupation du sol pour lutter contre l'artificialisation, un objectif de l'Union européenne, mais qui dépasse son domaine de compétences

La Convention européenne du paysage (2000), à portée généraliste, n'évoque pas spécifiquement la question de l'occupation du sol, ni même des problématiques comme l'étalement urbain. Néanmoins, « *chaque Partie s'engage : à identifier ses propres paysages, sur l'ensemble de son territoire ; à analyser leurs caractéristiques ainsi que les dynamiques et les pressions qui les modifient ; à en suivre les transformations* » (art. 5). La Convention ne précise pas si ce suivi doit être qualitatif, quantitatif, ou les deux. Dans ce cadre, les Atlas de paysages, avec une approche qualitative, vont être réalisés et ces travaux sans toutefois répondre à notre besoin de suivi précis des surfaces, offrent un éclairage permettant de comprendre les raisons et les modalités des transformations de l'espace.

La directive 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux, comprend un article sur la réparation des dommages affectant les sols (art. 2). Un amendement à cette directive définissant un cadre pour la protection des sols est proposé en 2006[1]. Cependant, l'exposé des motifs de cette proposition indique que l'UE a des compétences trop limitées sur l'aménagement du territoire pour imposer des objectifs contraignants de limitation de l'artificialisation : « *La plupart des recommandations des groupes de*

[1] COM(2006)232 et COM(2006) 231

travail ainsi que les préoccupations exprimées lors de la consultation par internet ont été prises en compte. Les nombreuses interventions préconisant d'imposer des restrictions au développement urbain et touristique n'ont pas été soutenues car la Communauté ne dispose que de compétences limitées en matière de restriction de l'utilisation des terres. » (exposé des motifs, § 2).

La Commission souhaite cependant promouvoir la limitation de l'artificialisation des sols, comme plusieurs documents politiques l'attestent, par exemple l'Agenda territorial de l'UE, 2007 ; l'article 8 du règlement FEDER n°1080/2006 soutenant le développement urbain durable ou le 7e Programme d'action général de l'UE pour l'environnement à l'horizon 2020 qui intègre l'utilisation durable des terres[1]. Elle a en particulier publié en 2011 une « Feuille de route pour une Europe efficace dans l'utilisation des ressources »[2] qui recommande que d'ici 2020 les politiques de l'UE tiennent compte de leur incidence sur l'utilisation des terres et que l'on s'approche d'un « *objectif de zéro artificialisation nette d'ici 2050* ». Elle a aussi publié en 2012 des lignes directrices concernant les meilleures pratiques pour limiter, atténuer ou compenser l'imperméabilisation des sols[3] qui s'appuient sur des exemples nationaux ou locaux d'aménagements durables ou de réglementations incitant à une moindre artificialisation.

1.2.2 Le contexte institutionnel définit *comment* suivre le territoire

Les pouvoirs publics, à l'origine de systèmes de suivi

Les pouvoirs publics ont défini l'importance de suivre le territoire et fait évoluer les raisons de ce suivi. L'Etat a donc créé des systèmes de suivi, généré des statistiques et a fait évoluer ces dispositifs. Il s'agit principalement de statistiques nationales mais l'évolution des institutions a entrainé une double émergence d'outils et données de suivi à l'échelon de la région (décentralisation) et à l'échelon européen (intégration). Ces différents échelons réalisent leur pouvoir en créant des statistiques de suivi du territoire en général et de l'occupation et de l'utilisation du sol en particulier. Dans ce domaine, ces créations sont de trois grands ordres :

- des statistiques spécialement conçues pour le suivi de certaines catégories d'utilisation du sol pouvant couvrir l'ensemble du territoire : statistiques agricoles, forestières, foncières. Elles ont généralement un but d'inventaire économique et stratégique et le suivi des surfaces en elles-mêmes n'est pas leur objectif principal. Ces statistiques servent d'abord aux différents services de l'Etat et répondent à des exigences particulières de coût, de suivi dans le temps, de critères de définition (Joennoz, 2001).

- des statistiques généralistes renseignant sur l'ensemble du territoire, et généralement centrées sur l'*utilisation* du sol[4], obtenues par des enquêtes de terrain. Les bases TerUti en France et LUCAS en Europe sont les deux exemples majeurs. Ces systèmes sont explicitement construits pour répondre à un besoin de suivi des surfaces.

- des statistiques obtenues par des données cartographiques, généralement centrées sur l'*occupation* du sol. Les bases CLC, MOS, OCSGe… en sont des exemples. Ces projets

[1] Décision 1386/2013/EU
[2] COM(2011)571
[3] Document SWD(2012)101
[4] La distinction entre occupation et utilisation du sol sera présentée au chapitre 3.

relèvent en partie de la mission classique des pouvoirs publics de cartographie du territoire. Pour cette catégorie, la statistique sur l'évolution des surfaces est une extraction *a minima* d'informations à partir de cartes permettant des analyses spatio-temporelles plus fines.

Le chapitre 4 qui analyse les données existantes, décrit l'historique des différentes sources existantes dans ces différentes catégories et aux niveaux régional, national et européen.

Les différents acteurs concernés

Les acteurs publics responsables de la création des données de suivi d'occupation du sol, de leur utilisation, leur interprétation et de leur évolution sont nombreux. Au niveau national centralisé, sont concernés : **a)** les Ministères de l'environnement (MEEM) et de l'Agriculture (MAAF), avec au sein de chacun d'entre eux des Conseils Généraux (CGEDD et CGAAER) ; **b)** les organismes à l'origine de la production de données comme l'INSEE, le SSP (rattaché au Ministère de l'Agriculture), le SOeS (rattaché au Ministère de l'Environnement). Au niveau décentralisé, on trouve les organismes suivants : les DRAAF, les DREAL, le CEREMA (anciennement le CERTU, le CETE, etc.), les DDT, les SAFER. Les SAFER ont été créées par la loi d'orientation agricole (loi n°60-808 du 5 août 1960) pour réorganiser et moderniser les exploitations agricoles à travers la gestion du foncier. La mission des SAFER a évolué et intègrent depuis 1990 et 1999 la mise en place de politiques de développement durable, la protection des paysages et la maîtrise de l'urbanisation.
Au niveau européen, on trouve : Eurostat, l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE), créée en 1990 mais installée effectivement en 1994, qui a pour mandat d'aider l'UE à améliorer sa politique environnementale et de coordonner le réseau EIONET (réseau européen d'information et d'observation pour l'environnement rassemblant des experts européens). Ces acteurs sont primordiaux pour notre sujet en raison des données qu'ils produisent et traitent, et qu'ils sont parfois les seuls à traiter.

La faible perméabilité entre ces acteurs et le monde académique

Ces acteurs produisent et disposent des données souvent sensibles et soumises au secret statistique. Les scientifiques connaissent souvent mal ces données et les utilisent peu, mobilisent davantage d'autres sources issues de programmes de recherche ou d'organismes dont les données sont faites pour être diffusées. Ainsi, le travail sur des sources « administratives » mobilise peu de chercheurs – même si la directive Inspire va dans le sens d'une plus grande diffusion (Léobet, 2011).

Ces acteurs ont développé des outils et des méthodes d'analyse, de traitement, d'interprétation de leurs données, de façon interne. Ces résultats sont diffusés en dehors des publications scientifiques, mais dans les publications de leurs organismes et lors d'évènements techniques organisés entre acteurs institutionnels et organismes techniques. A l'inverse, d'autres acteurs travaillant sur ces questions font le lien entre politique et recherche (INRA, ADEME, ANR, IGN, CITEPA, JRC…). La thèse est justement ancrée dans cette dynamique. Ces acteurs ont un statut particulier qui fait l'objet de développements dans la section 1.5 de ce chapitre.

Les analyses développées par ces acteurs / travaux

Indépendamment du besoin de suivre les flux de GES, les organismes institutionnels ont développé des outils et des analyses pour mieux suivre l'occupation du sol, dégager des indicateurs pertinents et prendre en compte les limites des sources de données. Or, les questions posées par ces

organismes et les réponses apportées (traitement de données, mobilisation de sources, comparaison de sources, interprétation des données en termes d'évolution du paysage, etc.) apportent des éclairages pertinents et des pistes de réponses pour améliorer la méthode de l'inventaire UTCATF. Ils pourraient aussi passer outre les processus d'amélioration méthodologique classique qui considèrent principalement l'état de l'art académique.

L'obligation faite aux échelons territoriaux régionaux et locaux de mener une gestion économe de l'espace a entrainé la mise en place d'études, d'outils et d'indicateurs pour d'abord évaluer et comprendre la consommation d'espace et ensuite la contrôler. Ces nouvelles réflexions ont permis de renouveler la problématique traditionnelle et historique du suivi politique et stratégique du territoire par des données sur l'occupation et l'utilisation du sol.

Des analyses des données produites

Il existe quelques travaux institutionnels relatifs à l'évaluation de la diversité paysagère en Europe via des analyses spatiales, et notamment via des calculs de métriques paysagères, à partir de données européennes, principalement CORINE land Cover et LUCAS (EEA, 2014a ; 2014b). Eurostat (2000) a ainsi réalisé une analyse de l'occupation du sol sous l'angle de la diversité paysagère.

En France, plusieurs rapports techniques présentent l'hétérogénéité des sources disponibles pour suivre l'occupation du sol, en particulier pour mesurer l'artificialisation. En 2010, le CERTU a publié un panorama des méthodes pour suivre l'artificialisation (CERTU, 2010) ; en 2012, le CGDD a publié un rapport sur les différences de mesure de l'artificialisation du territoire selon les sources (CGDD, 2012) ; en 2014, est paru le premier rapport de l'ONCEA sur les différents moyens de suivre la consommation des terres agricoles (ONCEA, 2014), en 2005, le CERTU a comparé différentes sources spatiales existantes pour cartographier les taches urbaines et en suivre l'évolution (Cuniberti, 2005).

Plusieurs autres documents, rapports ou études s'appuient sur une source en particulier pour le suivi de l'occupation du sol, avec des questionnements sur le meilleur moyen de suivre les dynamiques comme l'artificialisation. Depuis 2010, le ministère en charge de l'Environnement met à disposition des services territoriaux les fichiers fonciers (issus de la direction générale des finances publiques) retravaillés de façon à pouvoir qualifier les espaces. Cette mise à disposition s'est faite dans le cadre de la politique de lutte contre la consommation d'espaces naturels et agricoles par l'urbanisation. Un document (CERTU, 2013) présente le bilan des expériences menées localement pour exploiter ces données et présente une méthodologie pour analyser l'occupation du sol et son évolution. Ce projet est appelé « MAJIC » du nom du logiciel utilisé pour la mise à jour des informations cadastrales**.** Les limites de ces techniques sont principalement liées à la nature même des fichiers fonciers qui ne sont pas destinés à un tel usage.

Un autre exemple, plus confidentiel, est le redressement des séries TerUti par le SSP. Un document (Arcaraz, 2014) présente une manière de 'raccorder' les trois séries statistiques de l'enquête « TerUti » par rétropolation. La méthodologie de construction de la donnée ayant évolué (voir chapitre 4), il est impossible de suivre l'évolution d'une catégorie d'occupation du sol depuis le début de l'enquête jusqu'à l'année la plus récente. Le document présente une série de traitements permettant de recréer une série cohérente. Cette note, à usage interne, et particulièrement intéressante car elle effectue un travail similaire à celui qu'effectue aussi le CITEPA, en interne, pour les inventaires qui utilise aussi l'enquête TerUti et qui a un besoin de raccorder les séries afin d'avoir une série cohérente.

Des projets régionaux, multi-sources

A la suite des lois précédemment évoquées portant sur la maitrise de la consommation d'espace (en 2010 et en 2014), de multiples projets régionaux ont été développés pour améliorer les connaissances sur les dynamiques de consommation d'espace, sur leur quantification, les sources disponibles et sur la construction d'indicateurs pertinents pour leur suivi. Il s'agit aussi de mettre au point des méthodes simplifiées pour pallier l'absence de MOS : en particulier l'utilisation de données existantes (ex : CLC), ou bien l'utilisation des données cadastrales (méthode MAJIC développée par CETE NPdC) ou encore l'application de la méthode dite « tâche urbaine » développée par CERTU via BD Topo. Nous présentons ci-dessous cinq exemples emblématiques de ces réflexions.

L'obligation récente de suivi, a fait émerger de nombreuses discussions entre organismes régionaux, services techniques et administrations sur les méthodes de suivi de l'occupation des terres, au niveau régional et au niveau national, comme dans le cadre du Groupe national Occupation des Sols et Réseau géomatique et territoire. Dans ce groupe, les discussions ont porté sur la mise au point de du projet « Occupation du Sol à Grande Echelle » (OCS-GE) de l'IGN (voir chapitre 4) à moyen terme, sur l'identification de référentiels méthodologiques communs, en particulier la résolution spatiale et la nomenclature. L'objectif n'est pas seulement de fournir un nouveau référentiel national mais d'être utile localement, c'est-à-dire à l'échelon privilégié actuellement pour le suivi des dynamiques d'occupation du sol. Ce projet s'approche d'un idéal de production concertée par les acteurs territoriaux, respectant un cahier des charges de base commun assurant l'interopérabilité des données construites à des échelles différentes, avec des préoccupations et des moyens différents.

Exemple 1 : le différentiel agricole inventorié

La méthode dite du « différentiel agricole inventorié » provient d'une volonté politique régionale (Rhône-Alpes) de gérer durablement le foncier, mobilisant les services régionaux (DREAL, DRAAF et DDT) pour mieux suivre l'artificialisation des terres agricoles. Ces services ont donc développé cet outil de suivi qui permet d'estimer indirectement les terres agricoles qui ont potentiellement changé vers un usage artificiel, en analysant les îlots qui ne sont plus déclarés à la PAC d'une année à l'autre dans le Registre Parcellaire Graphique (voir chap. 4), et en qualifiant les parcelles disparues à l'aide d'autres sources (fichiers fiscaux, BD Topo…) (DREAL Rhône-Alpes, 2015).

Exemple 2 : observatoire de la consommation d'espace en Limousin

L'observatoire de la consommation d'espace en Limousin a été mis en place localement (par la DRAAF, DREAL et DDT) avec pour but de sélectionner les données et les indicateurs pertinents pour mesurer, suivre et analyser la consommation d'espace, et notamment via un outil sur la plateforme régionale d'information géographique « géoLimousin ». L'objectif est de créer un outil d'aide à la planification pour les DDT et d'aide à la décision pour les CDCEA.

Exemple 2 : création d'un MOS composite par le SRISE de la DRAAF Franche-Comté

Il s'agit de ne pas raisonner en « source d'information exhaustive couvrant tout le territoire », mais d'agréger des sources d'informations partielles (cartes de la forêt, des cultures, etc.), et de les additionner. L'interprétation des interstices, espaces lacunaires laissés blanc car renseignés par aucune des couches, étant une part majeure de ce projet. Les différentes couches sont d'abord assemblées par ordre de priorité (quand deux couches se superposent, seule la couche ayant la priorité la plus élevée est retenue) selon la hiérarchie suivante : BD Forêt (forêt) > BD Topo - bâti avec dilatation-érosion de 50m (zones artificielles) > BD Topo-végétation (forêt) > BD Topo-eau (eau) > BD Topo-réseaux

(ferré, routier) > RPG (agrégation des couches 2010, 2011 et 2012) (terres agricoles) (Boudon, et al. 2015). Ce procédé opératoire est particulièrement intéressant et il servira en partie de modèle dans la construction d'un référentiel unique multisource. Néanmoins, cette méthode présente plusieurs défauts : les règles de priorité sont absolues et non relatives (si une route passe en foret, la couche foret est prioritaire), il n'y a pas de gestion de la temporalité, elle agrège des couches ayant des temporalités très hétérogènes. Ce projet a été mené en collaboration avec F-P. Tourneux et D. Roy du laboratoire Théma[1] pour mener à bien l'appariement des couches et l'analyse des lacunes.

Exemple 3 : BD Topo-Sitadel par la DREAL Auvergne

En 2012 a été publiée une étude méthodologique pour le suivi de la consommation d'espace à l'échelle communale, par la méthode dite « BD Topo-Sitadel », entre 1990-2010, en utilisant comme référence la BD Topo (2002 à 2005) pour déduire le contour de la tâche urbaine en 1990, puis des valeurs de surfaces de constructions par commune (base Sitadel) afin d'analyser l'évolution quantitative et spatiale de cette dynamique jusqu'en 2010. Des améliorations méthodologiques ont été proposées pour utiliser la BD Topo de 2013. Les questions soulevées par ce projet sont là aussi particulièrement pertinentes pour notre travail.

Dans ces différents exemples, les méthodes limitent parfois le suivi à des formes et des catégories d'occupation trop restreintes vis-à-vis du besoin de suivi de l'évolution du territoire en son ensemble (Durand, 2013). Ces projets partent du principe qu'il est nécessaire de combler un manque d'information sur l'évolution de l'occupation du sol. Plusieurs raisons possibles peuvent être à l'origine de ce constat :

- l'information recherchée existerait, mais elle ne serait pas assez précise spatialement ;
- les sources d'information existantes ne seraient pas assez pertinentes pour répondre au besoin de suivi de la consommation d'espace. La précision de la nomenclature, par exemple, serait insuffisante ;
- les données existantes seraient jugées insuffisamment fiables, en raison d'un manque de qualité ou bien suite à un changement méthodologique trop important ;
- les sources d'information existantes ne seraient pas clairement identifiées par ces acteurs, ou l'accès à ces sources ne serait pas aisé ;
- quelle que soit la source considérée, les besoins d'analyse seraient tels qu'il faudrait toujours combiner plusieurs sources.

Ces différents présupposés et questionnements préalables ne sont pas clairement indiqués, voire sont ignorés dans ces projets. Or toute la question est de savoir si des manques précis, identifiés au niveau local, peuvent rejoindre d'autres besoins identifiés au niveau national – en l'occurrence, pour l'élaboration des inventaires d'émission de GES.

Conclusion de la section 1.2

Il existe un besoin de données pour les pouvoirs publics, tant concentrés que déconcentrés, afin de suivre l'occupation du sol pour assurer la gestion du territoire, des ressources, des paysages, des projets d'aménagement, etc. Pour répondre à des enjeux de suivi de plus en plus finalisés, principalement la lutte contre l'artificialisation mais aussi la protection des paysages et de la biodiversité, des besoins d'un suivi plus fin, d'amélioration de l'information, de création de nouvelles sources ou bien de mise en place d'indicateurs multi-sources, ont été identifiés.

[1] THÉoriser et Modéliser pour Aménager, UMR 6049, Besançon.

L'ensemble de ces travaux de création, de mise à jour, d'analyse et d'utilisation de ces données sur l'occupation du sol existent indépendamment de la prise en compte de l'enjeu GES associé à ces dynamiques. L'émergence de cet enjeu est d'abord intervenu au niveau académique et international avant d'être intégrée à cette trame de stratégies, de données et d'outils existants au niveau national.

1.3 L'émergence de l'enjeu climatique

1.3.1 Historique de l'enjeu politique

La question des liens entre changements d'occupation du sol, écosystèmes et cycle mondial du carbone et des autres gaz à effet de serre est apparue progressivement dans l'agenda politique et diplomatique international. La dimension institutionnelle et internationale de ce champ de recherche est très présente (Liu et Deng, 2010). Elle s'exprime à travers de très nombreuses enceintes internationales de discussions, de négociations, de propositions qui ont donné naissance à des dispositifs avec une valeur juridique plus forte : conventions, traités, accords… Cette dynamique a abouti à la mise en place d'un « régime climatique » (Aykut & Dahan, 2015), système institutionnel ayant suscité de nouvelles pratiques de recherche, de nouveaux enjeux politiques et diplomatiques, et établi des relations particulières entre sciences, expertise et politique. Il ne s'agit pas ici d'être exhaustif mais de dresser un historique assez complet de la manière dont le lien entre occupation du sol et climat est devenu un objet politique international.

Les prémices

Dès 1929, sont exprimées des préoccupations sur le climat et le cycle du carbone au sein de la Commission de Climatologie de l'Organisation Météorologique Internationale. On observe l'émergence progressive, depuis la fin du 19^{e} siècle, de moyens de calculs et de modélisation puissants, d'une science des liens entre biosphère et atmosphère, de l'évolution de la climatologie passant d'une science descriptive à la modélisation prédictive (Bolin, 2007) ainsi que d'organisations internationales portées par l'ONU (Organisation des Nations Unies). Ces avancées scientifiques, technologiques et diplomatiques convergentes ont mené à une résolution (n°1721) de la 16^{e} assemblée générale des Nations Unies, qui entraine l'usage des données spatiales à des fins de recherche. Une action collective internationale sera à l'origine de discussions politiques de plus en plus précises quant aux enjeux visés. Ainsi la question des flux de GES liés à l'occupation du sol deviendra peu à peu une composante à part entière de ces discussions multilatérales à la limite entre science et politique (Zillman, 2009).

En 1968, sous l'impulsion de Michel Batisse, une conférence internationale pionnière, connue sous le nom de « Conférence de la Biosphère », est organisée à l'UNESCO (Organisation des Nations-Unies pour l'Education, la Science et la Culture) afin d'établir des bases scientifiques pour l'amélioration des relations entre l'homme et le milieu, via une utilisation rationnelle des ressources naturelles, dont le sol, donc via un usage du sol raisonné. C'est la première fois qu'une telle réunion internationale adresse des recommandations aux gouvernements du monde : 20 recommandations à l'usage des politiques en découlent, dont l'utilisation rationnelle et l'inventaire par les pays des sols en tant que ressource naturelle. L'UNESCO mettra ensuite en place en 1971 le Programme sur l'Homme et la biosphère (MAB) à l'origine d'un vaste réseau mondial de réserves protégées. Ce programme a notamment pour but de suivre les changements d'origine humaine affectant la biosphère et d'évaluer leurs effets, notamment dans le contexte de l'urbanisation croissante.

En 1972, la Conférence des Nations Unies sur l'environnement reste la première conférence clef qui place les questions écologiques au rang de préoccupations internationales. Elle créée le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). En 1979 a lieu la première conférence mondiale sur le climat, organisée à Genève par l'Organisation Météorologique Mondiale (OMM) qui lance un programme mondial de recherche. En 1988, le Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'Evolution du Climat (GIEC), est créé. La même année, la Conférence de Toronto recommande une réduction de 20% des émissions mondiales de CO_2 d'ici à 2005 et de 50% d'ici à 2030 (sans préciser si cela inclut l'UTCATF). En 1989, la déclaration ministérielle internationale de Noordwijk est signée. Un document préparatoire était consacré au rôle de la forêt : « *the world's forests represent a legitimate interest of all nations, for all manner of interdependency reasons apart from the predominant factor of climate regulation* ». La déclaration finale inclut un objectif de réduction de la déforestation et de croissance nette de la superficie forestière mondiale de 12 millions ha/an.

La mise en place d'un cadre politique visant explicitement l'occupation du sol

Les recherches et les discussions internationales sur le sujet se développent depuis les années 1990. Il faut placer en parallèle les évolutions des instances internationales de discussion sur l'environnement, portées par différents organes des Nations Unies, tel que le Sommet de la Terre (tous les 10 ans depuis 1972), la CCNUCC (dont les Parties se réunissent tous les ans depuis 1995), le PNUE (programme des Nations Unies pour l'Environnement créé en 1972); ainsi que le GIEC (créé en 1988), et les programmes scientifiques internationaux tel que le projet « LUCC » de l'IGBP/IHDP (1995) (voir chap. 2). De décembre 1989 à janvier 1990 a lieu à La Haye la deuxième conférence mondiale sur le climat, à caractère plus politique que la première. La proposition d'instaurer une convention cadre sur les changements climatiques y est proposée. Les douze pays membres de la Communauté Européenne de l'époque s'engagent alors à stabiliser leurs émissions de CO_2 au niveau de 1990 d'ici à l'an 2000 (sans mention de l'UTCATF). La même année est publié le premier rapport du GIEC.

En 1992, la Convention-cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC ou UNFCCC en anglais) est adoptée à Rio de Janeiro dans le cadre du Sommet de la Terre, elle entre en vigueur en mars 1994. Selon son Article 3, « *il incombe aux Parties de prendre des mesures de précaution pour prévoir, prévenir ou atténuer les causes des changements climatiques* (…) *Pour atteindre ce but, il convient que ces politiques et mesures* (…) *s'étendent à toutes les sources et à tous les puits et réservoirs de gaz à effet de serre qu'il conviendra* ». Selon son article 4, « *Toutes les Parties* (…) *établissent, mettent à jour périodiquement, publient (...), des inventaires nationaux des émissions anthropiques par leurs sources et de l'absorption par leurs puits de tous les GES* [visés par

la Convention] ». Le Protocole de Kyoto viendra renforcer cette obligation mais cet article constitue le fondement principal des inventaires des flux de GES incluant les émissions et les absorptions.
Autre résultat du Sommet de la Terre de Rio, l'Agenda 21 affirme que : « *l'expansion des besoins de l'homme et de ses activités économiques exerce des pressions toujours croissantes sur les terres, et engendre une concurrence et des conflits qui aboutissent à une utilisation infra-optimale du sol et des terres. Pour pouvoir satisfaire ces besoins à l'avenir de manière durable, il faut dès maintenant éliminer ces conflits et progresser vers une exploitation plus efficace et plus rationnelle de la terre et de ses ressources naturelles. L'intégration de l'aménagement du territoire et de la planification et de la gestion de l'utilisation des sols est un moyen éminemment pratique d'atteindre ce but* » et sont donnés notamment comme objectifs : *« d'examiner et de définir des politiques propres à assurer la meilleure utilisation possible des sols et la gestion durable des terres, et ce, avant 1996 au plus tard* » ; « *d'améliorer et de renforcer les systèmes de planification, d'évaluation et de gestion des terres, et ce, avant l'an 2000 au plus tard* » ; de « *renforcer les systèmes d'information, d'observation systématique et d'évaluation applicables aux données écologiques, économiques et sociales relatives aux terres, de portée mondiale, régionale, nationale et locale; ainsi qu'à la capacité des terres et aux modes d'utilisation et de gestion des sols* ». Ici les terres sont entendues comme un ensemble incluant sols, eau et biomasse. Elles sont une ressource à conserver parce qu'elles fournissent des services écosystémiques (ce terme n'était pas encore employé à l'époque), mais l'absorption et le stockage de carbone n'est pas explicitement mentionné. Le chapitre relatif aux forêts pose notamment comme objectifs de : « *maintenir les forêts existantes* (…) *et accroître la superficie des forêts et des terres boisées »* et de *« maintenir et accroître les contributions écologiques, biologiques, **climatiques**, socioculturelles et économiques des ressources forestières* ». Ici, le rôle de la forêt pour le climat est mentionné mais non précisé.

La question des changements d'occupation du sol est devenue une préoccupation majeure des réflexions politiques et techniques sur le changement climatique, en raison du rôle central du cycle de carbone dans les changements d'occupation du sol et du poids que représentent l'agriculture et la déforestation en termes d'émission de GES. Les politiques climat sont par nature de niveau international car le problème est d'échelle mondiale. Ainsi, le contexte technique et méthodologique de la question du rôle de l'occupation du sol dans les flux de GES est d'abord international.

Le développement de règles et de principes : naissance de l'UTCATF

La CCNUCC reconnait notamment l'importance de conserver et de renforcer les puits de GES, tels que la forêt. Si les pays signataires doivent soumettre tous les ans des inventaires de leurs flux anthropiques de GES (à la fois les émissions par les sources et les absorptions par les puits), ils ne sont pas juridiquement contraints de respecter des engagements de réduction. Les Parties qui ont accepté de s'engager sur des objectifs chiffrés ont adopté en 1997 un traité complémentaire, le Protocole de Kyoto, qui entérine le principe de la comptabilisation nette, c'est-à-dire la prise en compte des puits de carbone dans les systèmes officiels de comptabilisation des flux de GES. Concrètement, les flux d'absorption comptabilisés peuvent compenser une partie des flux d'émissions, une fois que le résultat final est un *bilan net*. Ce contexte a généré des normes, des règles, des principes, comme la comptabilisation *nette*, les catégories d'occupation, la confusion entre occupation et utilisation du sol, les normes de définition de la forêt, et a aussi généré une politisation de cet enjeu avec la mise en place des inventaires et des négociations diplomatiques autour de la prise en compte de l'occupation des sols. Le principe dirigeant le Protocole est qu'il faut connaître ce qu'on émet, via une bonne comptabilité carbone, pour ensuite savoir dans quels secteurs agir pour pouvoir réduire ces émissions. Les Parties doivent pour cela réaliser un inventaire de leurs émissions de gaz à effet de serre, par secteur d'activité économique. Les changements d'utilisation des terres sont traités dans un

secteur particulier appelé UTCATF (LULUCF en anglais), traité dans l'article 3 du Protocole. C'est un secteur particulier car contrairement aux autres, il rend compte à la fois d'émissions et d'absorptions de GES. Autrement dit, l'UTCATF est à la fois une source et un puits de GES. Comptabiliser ce puits peut alors signifier compenser des émissions, ce qui semble aller à l'encontre de l'objectif initial de réduire les émissions directement, et non d'augmenter un puits. Dès lors, les changements d'occupation des sols sont désormais un enjeu scientifique autant que politique, marqué par des enjeux stratégiques pour la prise en compte de ce puits. Il en résulte des règles complexes. La définition de la FAO a été choisie comme référentiel (même si les pays peuvent appliquer leurs propres critères). En 2000, la Conférence des Parties à la CCNUCC de La Haye (COP-6) a été suspendue faute d'accord, en particulier à propos des modalités du recours aux puits de carbone dans la réalisation des objectifs de réduction des émissions. Après cet échec, deux conférences ont ensuite permis de construire en détail ces règles et les ont fait évoluer : la Conférence de Marrakech (COP-7) de 2001 et la Conférence de Durban (COP-17) de 2011. Les réunions des Parties au Protocole de Kyoto (en plus des réunions des Parties à la CCNUCC) ont aussi fait évoluer le détail de ces règles. Ces étapes cruciales ont fixé les principes de la comptabilisation des absorptions de GES en plus des émissions, du recours possible mais partiel (avec des règles de plafonnement) à ces puits pour compenser une part des émissions, du principe selon lequel certains flux de GES sont comptabilisés obligatoirement et d'autres volontairement (voir annexe 1)

La visibilité accrue de l'enjeu depuis la formalisation du secteur « UTCATF »

La CCNUCC et le Protocole de Kyoto ont donné une visibilité très importante à l'enjeu carbone lié aux changements d'occupation du sol. En effet, le caractère stratégiquement attractif de cette comptabilisation, qui permet aux pays de compenser une partie de leurs émissions, et donc d'atteindre plus facilement leurs objectifs de réduction, a entraîné le développement de méthodes et d'outils pour la mesure et le suivi des puits de carbone. Aussi, beaucoup de projets liés au suivi des paysages, à la forêt, à l'agriculture ou à l'urbanisation ont-ils été réinvestis en fonction de l'enjeu carbone, alors qu'ils pouvaient à l'origine avoir été mis en place dans un cadre complètement indépendant de la question du changement climatique. Le programme *Man And Biosphere* a ainsi été clairement rattaché à cet enjeu depuis le Plan d'Action de Madrid 2008-2013 qui lui donne notamment pour objectif de « *diffuser les enseignements de plus de trente ans de travail du MAB pour soutenir les efforts internationaux, nationaux et locaux en vue d'atteindre* (…) *les objectifs d'adaptation au changement climatique et d'atténuation de ses effets inscrits dans la CCNUCC et le protocole de Kyoto* » (MAB, 2008). La mission de la FAO a elle aussi évolué, intégrant désormais des données de référence à l'échelle internationale sur les sols, les forêts, l'agriculture, et notamment pour le suivi des surfaces d'occupation du sol, via ses publications récurrentes (Comme le *Forest Resources Assessment*), ses tables statistiques (FAOSTAT) ou encore ses outils (comme *Collect Earth*), mais aussi ses définitions (comme celle de la forêt).

L'inclusion progressive de l'UTCATF au sein des « Emissions négatives »

Différentes études reprises par le GIEC (2007) ayant modélisé les évolutions des émissions de GES dans le monde et évalué différents scénarios reconnaissent la nécessité de tenir compte non seulement de la réduction des émissions mais aussi des émissions négatives, à savoir les absorptions via le secteur UTCATF mais aussi les différentes technologies envisageables de captation et de stockage artificiel de carbone. Le GIEC reprend ce concept d'émissions négatives qui permet d'inclure le secteur UTCATF dans un ensemble plus large de processus. L'Accord de Paris (CCNUCC, 2015) le précise : il s'agit d'arriver à une neutralité des émissions afin de respecter l'objectif de limiter la hausse moyenne des températures d'ici 2100 à + 2°C: peu importe les moyens, que le stockage de

carbone soit naturel ou 'artificiel'. Récemment, Gasser et al. (2014) ont estimé que pour respecter l'objectif de 2°C, les émissions négatives devaient atteindre 0,5 - 3 GtC / an à 7 - 11 GtC / an selon les scenarios. Ces émissions négatives impliquent une capacité de stockage proportionnel à ces émissions négatives cumulées : entre 25 et 800 GtC d'ici 2100. Ces valeurs dépassent la capacité naturelle des sols et de la biomasse actuels.

1.3.2 L'UTCATF, un secteur particulier au sein des inventaires

Deux types de normes internationales ont été définis pour encadrer la réalisation des inventaires des flux de GES dus à l'occupation du sol. D'une part, les principes méthodologiques scientifiques, prescrits par le GIEC et issus de l'état de l'art, pour suivre les changements d'occupation du sol et pour calculer les flux de GES associés. D'autre part, des règles de comptabilisation, d'ordre politique ont été fixées par les différentes négociations lors des Conférences des Parties à la Convention Climat et au Protocole de Kyoto. Les principes méthodologiques invitent les pays à appuyer leur suivi des changements d'occupation du sol sur des bases scientifiques solides et à être en cohérence avec les fondements définis pour que tous les pays aient des méthodes cohérentes. Ils renseignent sur les méthodes disponibles et sur le cadre général à respecter dans la restitution des résultats. Les règles de comptabilisation ne sont pas scientifiques mais sont des règles politiques définissant quelles sont les émissions et les séquestrations qui sont finalement prises en compte dans les formats officiels et dans les inventaires. Par exemple, les principes méthodologiques expliquent comment un pays peut calculer les surfaces boisées sur plusieurs décennies. Les règles de comptabilisation imposent, quant à elles, pour ce même exemple, de ne comptabiliser que les surfaces ayant été boisées depuis une certaine année (dite année de référence).

Les travaux du GIEC, la référence des discussions politiques sur l'occupation du sol

Le GIEC (Groupe Intergouvernemental d'experts sur l'évolution du Climat), fondé en 1988 par l'OMM et le PNUE, est l'organe à l'origine de la formalisation technique et méthodologique d'un secteur à l'origine politique, l'UTCATF. Le GIEC a pour objet d'établir l'état de l'art le plus à jour sur le changement climatique, ses causes et ses conséquences, d'évaluer le niveau de certitude sur ces sujets à partir d'un corpus d'études scientifiques le plus complet possible. Dans le contexte des inventaires, c'est, avec la CCNUCC, la norme principale qui détermine le cadre méthodologique, sémantique, conceptuel général qui sous-tend la comptabilisation des flux de GES liés à occupation du sol. Le GIEC constitue un modèle, dans ce cadre, d'organisation dite intergouvernementale qui n'est pas liée à un Etat en particulier et qui par conséquent produit des références reconnues par l'ensemble des Parties comme un socle valable pour fonder l'action commune. Dès lors, il a servi de modèle à la création en 2012 de l'IPBES (Plate-forme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques), pendant du GIEC sur les questions de biodiversité (pour appuyer les travaux de la Convention Internationale sur la diversité biologique de 1992) mais qui est resté jusqu'ici en dehors de considérations méthodologiques sur la comptabilisation des changements d'occupation du sol dans le cadre de la comptabilisation des GES. Néanmoins, des rencontres entre les deux organes (comme le 6 novembre 2014 à Paris) pourraient préfigurer de futures collaborations sur la question de l'occupation du sol, pour l'instant investie par la question climatique mais qui est tout autant cruciale pour la question de la biodiversité.

Le GIEC a notamment pour mission de rédiger des manuels de référence pour guider les équipes chargées de réaliser les inventaires dans les différents. Ces guides méthodologiques sont appelés lignes directrices (*guidelines*), et guides des bonnes pratiques (*good practice guidance*). Ces documents sont la référence de base pour la réalisation des inventaires et ne peuvent être ignorés car les multiples processus de révision de leur qualité, font appel à ces documents pour les juger. Ces documents sont le pendant pratique des rapports scientifiques du GIEC (rapports d'évaluation ou *assessment reports*) publiés tous les cinq ans environ depuis le premier, en 1990. Les rapports d'évaluation permettent d'assurer les fondements scientifiques des méthodes et des présupposés employés ensuite dans les inventaires. Les lignes directrices pour la réalisation des inventaires ont été d'abord préparées en 1992 (lignes directrices préliminaires) puis rédigées en 1994 et revues en 1996 (GIEC, 1996). Cette version de 1996 est encore utilisée aujourd'hui. En 2006, de nouvelles lignes directrices ont été publiées (GIEC, 2006) mais leur application n'est pas encore partout effective. Signe que ce secteur est particulièrement complexe et soulève des questions méthodologiques importantes, un Guide des bonnes pratiques pour le secteur UTCATF (GIEC, 2003a) a été publié en 2003 et mis à jour dix ans après (GIEC, 2013a), accompagné la même année d'un rapport méthodologique spécifique pour la comptabilisation des zones humides (GIEC, 2013b). Ces rapports se basent sur des bases de données internationales (comme celles fournies par la FAO) pour indiquer des valeurs par défaut, et ont une approche inclusive qui permet d'adapter la méthode aux différents types de données disponibles dans le pays. Ces documents sont rédigés par un ensemble d'auteurs internationaux dont les spécialités se complètent, même si peu d'auteurs sont géographes. Ce système en général entraîne une vérification des inventaires non pas en tant qu'exercice scientifique mais en tant qu'exercice de respect de règles méthodologiques et de formalisation imposées par le GIEC. Un inventaire doit avant tout être conforme aux règles en appliquant des bonnes pratiques prédéfinies.

Enfin, la place prépondérante du GIEC comme référence scientifique pour l'établissement des inventaires UTCATF nationaux ne doit pas occulter une approche critique de cette organisation. Le GIEC se considère « *policy-relevant, but not policy-prescriptive* », c'est-à-dire qu'il doit éclairer, mais non préconiser (Watson 2005). Cependant, l'imbrication des processus politiques et scientifiques, qui s'exprime notamment dans les exercices de modélisation et le choix des scénarios, reste plus complexe et hybride (Beck et al. 2014). Les catégories conceptuelles et méthodologiques qu'il prône sont autant de préconisations indirectes sur les façons de considérer l'occupation du sol au regard des objectifs climatiques. En dernière analyse, certains émettent même l'idée que « la science du GIEC n'a eu qu'une seule fonction, promouvoir le cadre de la CCNUCC » (Sarewitz, 2014).

Principes méthodologiques établis par le GIEC

Le GIEC a permis, par le biais de ces publications d'ordre méthodologique spécifiquement destinées aux acteurs réalisant les inventaires, de fixer des principes et des normes techniques et organisationnelles. L'avantage est donc que ces grands principes sont écrits dans des documents de référence qui servent de base unifiée à tous les inventaires dans le monde. Un inconvénient est d'avoir eu comme conséquence une spécialisation de cet exercice avec l'utilisation d'un certain jargon et de concepts qui ne sont pas toujours bien compris ou connus à l'extérieur de cet univers de pratiques et de politiques. Un des premiers principes fondamentaux est l'application d'un système de gradation méthodologique, du simple vers le plus complexe, de la valeur par défaut à l'estimation adaptée, du grand principe général à la technique sophistiquée. Ce système ascendant consiste à considérer trois grands niveaux de précision ou « marches » (le terme anglais *tier* est d'usage aussi en français). Les

méthodes sont dites relevant d'un « *tier 1* » lorsqu'elles appliquent une valeur par défaut, des estimations issues de données internationales, etc. Une méthode « *tier 3* » consiste à prendre en compte les données nationales les plus adaptées et les plus précises disponibles.

Suivant le principe général de la Convention de suivre méthodiquement les émissions anthropiques, il s'agit de prendre en compte des émissions et absorptions dues à l'activité humaine et non à des phénomènes simplement naturels. Ce secteur part ainsi du principe que l'on peut distinguer des surfaces gérées et non gérées, et seules les surfaces gérées sont prises en compte.

Deux types d'approches sont possibles pour ce secteur : les méthodes fondées sur les surfaces (méthodes dites « *land-based* ») et celles fondées sur des processus (dites « *activity-based* »). Les méthodes par processus considèrent des activités à part entière comme la déforestation, l'urbanisation, chacune ayant ses sources et ses méthodes. Les méthodes par surfaces se basent sur une matrice des changements d'occupation du sol sur l'ensemble du territoire et les différents processus sont donc tous inclus, de manière cohérente et sans double-compte. Les lignes directrices de 1996 proposent une approche par processus (GIEC, 1996, vol.2, module 5). Depuis les guides des bonnes pratiques de 2003 (GIEC, 2003a), le GIEC préconise une approche par surfaces. Les améliorations méthodologiques liées au passage d'une méthode à une autre peuvent constituer des marches importantes à franchir pour les équipes chargées des inventaires (voir chap.2).

Au sein de l'approche par surface, plusieurs principes méthodologiques sont définis. D'une part, la méthode doit être cohérente dans l'espace et le temps (GIEC, 2003a, 2013 ; décision 16 CMP 1). La cohérence spatiale revient ici, pour le GIEC, à une assurance de complétude (par exemple, l'ensemble des forêts gérées du pays doit être pris en compte), ce qui n'équivaut pas à l'exhaustivité (il ne s'agit pas de comptabiliser spécifiquement tous les arbres un à un). L'utilisation de statistiques fondées sur l'échantillonnage, comme c'est le cas en France, est donc une pratique conforme aux principes du GIEC. Ce principe de cohérence spatiale s'entend aussi d'une deuxième manière : la méthode d'acquisition d'informations doit être cohérente pour l'ensemble du territoire, il ne doit pas y avoir de discontinuité spatiale d'une région à l'autre en raison d'un changement de méthode. L'exigence de cohérence temporelle nécessite aussi d'empêcher toute discontinuité dans le temps liée à des changements méthodologiques dans les séries temporelles de données et qui créeraient des ruptures artificielles ne correspondant pas à une réelle évolution du territoire. C'est cette exigence qui est à l'origine de nombreux traitements des données sources de l'inventaire français et qui est aussi à l'origine de plusieurs analyses approfondies dans nos travaux (voir chapitre 6).

Les catégories d'utilisation du sol établies par le GIEC

Le GIEC (2003a) a établi six grandes catégories, qui relèvent à la fois de l'occupation du sol (telle que « forêts », « zones humides ») que de l'utilisation du sol (« établissements », « cultures ») ou encore des catégories dont on ne sait pas au premier abord si elles relèvent d'un sens ou de l'autre (« prairies », « autres terres »). Cette limite est reconnue par le GIEC qui indique qu'elles seront appelées « catégories d'utilisation des terres » par simple souci pratique (GIEC 2003a). L'emploi de ce terme dans ce contexte a ainsi été appliqué pour le titre de cette thèse. Ces catégories et leurs définitions ont été crées pour être basiques et cohérentes avec les travaux d'harmonisation mondiale de définitions, comme ceux que mènent la FAO pour la forêt avec l'IUFRO et le CIFOR (FAO, 1986, 1995, 2002) ou encore l'USGS (2001) ; ou encore avec les définitions déjà utilisées par le Protocole de Kyoto et les Accords de Marrakech (FCCC/CP/2001/13/Add.1, p58). Enfin, ces catégories sont

suffisamment larges pour être applicables à des contextes nationaux hétérogènes. En effet, ces six grandes catégories constituent une structure de base permettant, si besoin, une subdivision (par activité, mode de gestion, zone climatique…) pertinente pour la mise en œuvre de méthodes d'évaluation des variations des stocks de carbone et des émissions et absorptions de gaz à effet de serre (GIEC 2003a). Dans nos tableaux et figures, nous ferons référence aux six grandes catégories suivantes:

Table 1.2 : les six catégories d'occupation du sol de référence pour les inventaires

Terres artificialisées	**Cultures**	**Forêts**	**Prairies**	**Autres terres**	**Zones humides**
Settlements	*Cropland*	*Forest land*	*Grassland*	*Other land*	*Wetlands*

D'après le GIEC (2003a)

Cette unité de référence est définie par sa qualité (appartenance à une catégorie) et une quantité, à savoir le stock de GES qu'elle contient. Les conversions entre catégories entraînant des passages d'une unité riche (ex un sol en prairie) à des unités plus pauvres (ex un sol artificialisé), et inversement, les flux de surfaces entraînent des flux de GES de la terre vers l'atmosphère, modifiant ainsi indirectement l'effet de serre. Ces catégories sont définies par le GIEC. Tant que cela est justifié, toute donnée disponible nationalement prime sur les données internationales par défaut : il est donc possible d'être plus précis que les grandes catégories du GIEC, mais ce système national doit être compatible avec ces six grandes catégories. Le GIEC précise que chaque définition doit être « *conforme aux définitions nationales* », c'est-à-dire qu'il faut respecter les définitions des données sources. Nous revenons sur ces définitions officielles car elles représentent une référence pour la réalisation des inventaires. Or ce ne sont pas des catégories géographiques, scientifiquement claires et solides, mais plutôt un cadre général construit pour être applicable à des contextes très divers, tant du point de vue de la configuration biophysique et paysagère de tous les pays du monde, censés réaliser un inventaire, que du point de vue des nomenclatures existantes des données nationales ou internationales pouvant être utilisées. Voici ci-dessous une définition de ces catégories d'après les lignes directrices du GIEC (2003a).

Terres forestières

Il s'agit des *« terres à végétation ligneuse correspondant aux seuils utilisés dans la définition des terres forestières dans l'inventaire national des gaz à effet de serre », ainsi que les terres « dont la structure végétale est actuellement inférieure* [à ces seuils], (…) *mais qui pourrait potentiellement les dépasser* ». Le GIEC n'impose pas de définition de la forêt, mais propose une définition adaptée à la définition du pays, entraînant une comptabilisation hétérogène de la forêt selon les pays. L'inclusion des terres boisées dont les ligneux ont le potentiel d'atteindre les seuils de définition de la forêt implique une méthode de suivi des surfaces forestières de type inventaire forestier, avec une enquête de terrain et un regard d'expert.

Terres cultivées

Il s'agit des terres *« travaillées par l'homme pour la production végétale »*, y compris les systèmes agro-forestiers qui *« n'atteignent pas les critères de définition quantitative de la forêt »*.

Prairies

Cette catégorie concerne des terres agricoles non incluses dans la catégorie « terres cultivées » *Cette catégorie inclut les parcours et les pâturages qui ne sont pas considérés comme des terres cultivées. Elle inclut également des systèmes à végétation ligneuse et autre végétation non herbacée telle que les herbes et les broussailles dont le seuil est inférieur aux valeurs utilisées pour la catégorie terres forestières. La catégorie inclut également toutes les prairies, depuis les terrains en friche jusqu'aux espaces récréatifs, ainsi que les systèmes agricoles et sylvopastoraux, conformément aux définitions nationales.* Les terres en friches sont donc incluses dans les terres dites « gérées ».

Zones artificielles

Cette catégorie inclut toutes les « terres développées », terme traduit de l'anglais mais qui n'est pas clair, y compris les infrastructures de transports et les établissements humains de toutes dimensions, sauf s'ils sont déjà inclus dans d'autres catégories. Cela signifie que c'est une catégorie de solde. Ainsi, entrent dans cette catégorie inclut pelouses, jardins, parcs urbains, etc., *« si tant est que ces terres sont associées fonctionnellement ou administrativement »* avec des espaces urbanisés (GIEC, 2003). Au terme *établissement*, issu de la transcription directe de l'anglais '*settlements'*, nous préférons l'expression « zones artificielles », traduction qui reflète aussi les réalités hétérogènes que recoupe cette catégorie. Les défauts d'une telle catégorie pour le suivi du carbone (notamment le fait que ces sols ne sont pas tous imperméables) seront développés dans les chapitres 2 et 3.

Terres humides

Les terres humides (*wetland*), en général plutôt appelées « zones humides » en français, concernent « *les terres couvertes ou saturées d'eau pendant la totalité ou une partie de l'année* », comme les tourbières (y compris lorsqu'elles sont exploitées). Ce classement n'intervient que si la surface n'est pas incluse dans les catégories « terres forestières », « terres cultivées », « prairies » ou « établissements », qui sont donc des classements prioritaires. Un plan d'eau en zone urbaine, ou une rizière, par exemple, n'appartiennent pas à cette catégorie. Ici, la dimension d'utilisation du sol prédomine donc sur la dimension d'occupation physique.

Autres terres

C'est une catégorie par défaut, qui comprend « *les sols dénudés, les roches, les glaces et toutes les superficies terrestres qui ne figurent pas dans une des cinq autres catégories* ». La fonction pratique est explicite de cette catégorie est aussi de faire en sorte que le total de la superficie connue d'un pays corresponde bien au total des superficies totales d'un territoire (espace géré et non géré).

Un inventaire, plusieurs formats de notification (« rapportage »)

Le secteur UTCATF n'est pas comptabilisé de façon homogène selon les types de notification.

Inventaire au titre de la CCNUCC

Au titre de la CCNUCC, pour laquelle il n'y a pas d'engagement contraignant, les Parties doivent indiquer dans leur inventaire national (soumis au format « NIR » pour *National Inventory Report* ainsi qu'au format « CRF » pour *Common Reporting Format*) les flux de GES liés à l'ensemble des six catégories d'occupation des sols du GIEC pour les surfaces 'gérées' (Forest Land (FL), Cropland (CL), Grassland (GL), Wetland (WL), Settlements (S), Other (O)), excepté les émissions de CH_4 et de N_2O liées à la gestion des cultures et des prairies (émissions rapportées dans le secteur Agriculture), selon une année de référence (1990).

Inventaire au titre du Protocole de Kyoto

Au titre du Protocole de Kyoto, pour lequel les engagements de réduction des émissions sont contraignants, les Parties doivent indiquer dans leur inventaire national (soumis au format « CRF ») les émissions liées à certaines « activités » (c'est-à-dire avec une approche par processus) : Afforestation et Reforestation (AR), Déforestation (D), Gestion Forestière (Forest Managemement, FM), CO_2 de la Gestion des Cultures (Cropland Management, CM), CO_2 de la Gestion des Prairies (Grassland Management, GM), Revégétation (RV). La prise en compte des activités AR et D, avec une approche brute-nette, est obligatoire (article 3.3 du Protocole de Kyoto), la prise en compte de l'activité FM, avec une approche brute-nette, est volontaire et plafonnée ; enfin la prise en compte des activités CM, GM et RV, avec une approche nette-nette, est volontaire. L'approche brute-nette consiste à prendre en compte l'ensemble d'un puits, l'approche nette-nette consiste à comparer le puits de l'année inventoriée avec le puis de l'année de référence (1990).

En 2020, le régime de Kyoto s'achèvera et laissera place au régime issu de l'Accord de Paris (Nations-Unies, 2015). A ce stade, en 2016, il n'est pas encore établi clairement quelles seront les conséquences de ce changement pour les inventaires UTCATF..

Des règles de comptabilisation établies par les négociations au sein de la CCNUCC

La complexité des règles de comptabilisation du Protocole de Kyoto est due à différentes questions d'ordre politique, stratégique et diplomatique (Höhne al 2007 ; Fry 2002, 2007, 2011 ; Benndorf, 2007). Le Protocole de Kyoto ayant une approche descendante, imposant du haut des règles aux différents pays, chacun d'entre eux a pu faire valoir sa situation particulière et son besoin d'avoir une règle adaptée de manière à ne pas être lésé par ces règles mais au contraire de pouvoir bénéficier au mieux de la possibilité de prendre en compte ses puits de carbone. On se reportera en annexe 1 pour le détail des règles de comptabilisation. Les implications méthodologiques générales de ces règles sont de plusieurs ordres.

Des règles politiques variables

La première implication méthodologique du caractère politique des règles de comptabilisation est la variabilité de celles-ci. En fonction des négociations, les modalités de prise en compte et de déclaration des émissions et absorptions ont évolué, ce qui ne permet pas une lecture scientifique neutre de ces résultats. En effet, certains flux sont comptabilisés, d'autres ne sont comptabilisés qu'en partie, les choix peuvent différer selon les pays, et cet affichage politique ne correspond pas à la réalité de tous les flux de GES d'un Etat mais à sa conformité aux règles en vigueur, à un moment donné. Le nouveau régime de Paris, succédant au régime de Kyoto, étant plus souple (les règles ne sont plus imposées de façon descendante mais les Etats proposent leurs engagements de façon ascendante, en respectant un cadre commun a minima), ne résoudra donc pas ce problème. De plus, la comptabilisation des flux du secteur UTCATF est en partie optionnelle : certaines émissions et absorptions peuvent ne pas être prises en compte, comme la gestion des prairies et des cultures. Si cette approche peut être motivée par des raisons scientifiques (ces sous-secteurs ne seraient comptabilisées que si les Etats auraient les données nécessaires), ce sont des raisons stratégiques qui motivent surtout les Etats à choisir de prendre en compte une de ces activités : une activité est comptabilisée quand elle représente un puits (« crédit ») et non une source (« débit »).

La comptabilisation nette : la possibilité de recourir aux puits pour compenser des émissions

Il existe une compensation possible d'une partie des émissions de GES par la prise en compte des absorptions dans les sols et la biomasse. Le fait de pouvoir respecter des objectifs de réduction d'émissions en ne réduisant pas ses émissions de GES mais en prenant en compte les absorptions est à première vue paradoxal, mais c'est une exigence politique depuis l'échec de la Conférence de la Haye de 2000, et il est désormais impossible de se passer de la prise en compte de l'UTCATF pour arriver à atteindre des objectifs climat (Boucher & Ferretti-Gallon, 2015). Il s'agit en fait d'un des mécanismes de flexibilité imposés par les Etats au cours des négociations et qui permet de respecter une partie de leurs engagements de réduction d'émissions de GES sans réduire directement leurs émissions. Concrètement, l'implication méthodologique de ce principe politique est le calcul de bilans nets incluant des flux positifs et négatifs, des émissions et des absorptions. Si d'un point de vue politique cette approche est critiquée, d'un point de vue purement scientifique le principe reste valide, puisque le cycle du carbone, fait de flux entrant et sortants entre les différents compartiments terrestres, atmosphérique et océanique (voir chapitre 2), est une réalité. Néanmoins, d'un point de vue de l'affichage des ambitions étatiques, le bilan net incluant l'UTCATF est souvent trompeur car les Etats ne disposent pas tous des mêmes puits de carbone sur leur territoire. Afin de pouvoir comparer l'évolution réelle des émissions des pays, les résultats des inventaires nationaux sont généralement aussi indiqués « hors UTCATF » (« *LULUCF excluded* »). Cette approche en bilan net équivaut à une approche comptable – et les termes de « crédit » (appliqué à un flux d'absorption) et de « débit » (flux d'émission) sont les expressions employées. Cela permet d'effacer toute mention de la complexité réelle des dynamiques à l'œuvre derrière ces flux de carbone, dynamiques variant dans l'espace et le temps, pouvant avoir des causes contradictoires mais produisant, à partir de la simple prise en compte du bilan carbone, des effets similaires.

La comptabilisation des flux anthropiques… en principe

Le principe de l'inventaire, à l'origine, est de mesurer les émissions de GES des Etats afin d'en suivre l'évolution au cours du temps et donc de vérifier le respect de leurs engagements de réduction. Il s'agit de mesurer une pollution anthropique, et non de prendre en compte les émissions naturelles (volcanisme, etc.). Or la prise en compte des flux d'absorptions entraîne une incertitude sur leur caractère véritablement anthropique. Pour empêcher a priori qu'un Etat bénéficie de la simple présence de forêts sur son territoire pour le dédouaner de politique de réduction des émissions, deux grands principes ont été établis. D'abord, la simple présence de stocks de carbone ne sera pas comptabilisée (décision 16 CMP 1), seule la variation liée à l'activité anthropique qui est comptabilisée. Ensuite, pour évaluer si cette variation de stock est due à l'activité anthropique, la notion de gestion (*management*) est invoquée : seules les surfaces gérées doivent être prises en compte, c'est-à-dire que si l'augmentation des forêts en surface et en volume a lieu sur des forêts dites gérées, alors cette séquestration de carbone est imputable à l'activité anthropique. La notion de « terres gérées » est une approximation proposée en 2003 par le GIEC (2003b) et officialisée dans les rapports méthodologiques (GIEC 2003a ; 2006) permettant de distinguer grossièrement les effets anthropiques des effets naturels. Cette approche permet d'attribuer tous les flux de GES estimés sur des terres « gérées » comme étant des flux d'origine anthropique, à l'exception de phénomènes particuliers (tempêtes, feux naturels, etc.). La distinction entre terres gérées et non-gérées est laissée à l'appréciation des pays à partir de la définition suivante : « *Les terres gérées sont des terres où les interventions et les méthodes humaines ont été appliquées pour réaliser la production, les fonctions écologiques ou sociales.* ». Chaque pays doit justifier la méthode selon laquelle il distingue les terres gérées, et doit conserver une approche cohérente dans le temps. Conserver le même découpage année après année est privilégié par rapport à sa mise à jour précise. Les situations varient donc selon les pays : 34% des forêts canadiennes sont déclarées « non gérées » contre 5% des forêts françaises

(Iversen, Lee et Rocha, 2014 ; voir section 1.5). La notion de gestion reste ainsi suffisamment large permettre par exemple la comptabilisation des zones humides naturelles non exploitées ou encore des reboisements spontanés après enfrichement (voir section 1.5 pour l'application du concept en France), dès lors que ces flux interviennent en territoire dit « géré ».

Une incertitude subsiste quant à la possibilité de prendre en compte la séquestration artificielle de carbone dans le sol via des projets – encore à l'état expérimental – de captation et stockage de carbone. Ce sujet suscite l'intérêt des politiques (Carbon Sequestration Leadership Forum, 2003), et l'idée que la séquestration naturelle ne suffira pas à compenser les émissions anthropiques s'inscrit dans les derniers scénarios du GIEC (GIEC, 2015). L'Accord de Paris obtenu lors de la COP-21 reste assez vague pour pouvoir être interprété comme compatible avec le recours à ces technologies.

Une attention portée sur la forêt

La forêt est la catégorie centrale de l'inventaire - c'est la catégorie la plus sensible en terme de carbone contenu dans la biomasse aérienne, souterraine et dans le sol. Des règles de comptabilisation spécifique ont été fixées pour la forêt, car cela entraine une inégalité politique entre les pays qui peuvent bénéficier d'une forêt (ils en héritent) et bénéficient d'un puits. Le recours au puits forestier est plafonné mais la mise en place de ces plafonds reste opaque et très politique, diplomatique. Mais cela signifie concrètement que la méthodologie de l'inventaire ne prend pas en compte de la même manière les différents changements de catégories d'occupation du sol. Dans les pays développés/industrialisés comme la France, l'attention est portée sur la volonté de tirer parti du puits. Beaucoup de pays forestiers (Mexique, Cambodge, Congo, Brésil) ont promis lors de la COP-21 d'enrayer – voire d'inverser – les tendances à la déforestation. Les discussions à l'échelle internationale, à portée du grand public, font de l'arbre un symbole et sont généralement centrées sur les forets tropicales ; moins d'attention est portée aux forêts tempérées et boréales. Or il demeure des incertitudes (voir chapitre 3) sur le rôle exact des forêts dans les flux de GES, leur variation dans l'espace et le temps, et selon les espèces… quoi qu'il en soit, la forêt cristallise les enjeux politiques internationaux sur climat. Ce n'est que récemment que l'enjeu des sols agricoles a pris une place importante, avec l'année internationale des sols en 2015 et le programme 4 pour 1000. La forêt a en effet, dès 1997, une place à part dans les règles de comptabilisation (Nabuurs et al. 1998). Les règles de comptabilisation différent pour les surfaces forestières sans changement (article 3, paragraphe 4) et les surfaces concernées par le boisement, le déboisement ou le reboisement (sous-secteur dit ARD pour *Afforestation, Reforestation, Deforestation*) (article 3, paragraphe 3). Concrètement, il existe deux logiques de calcul des flux liés à la forêt (art. 3.4) : l'approche net-net et brut-net : soit on prend le fait qu'il existe un puits ; soit on prend en compte l'évolution du puits. En ne prenant plus en compte les quantités absorbées par le puits forestier (avec un plafond), mais en prenant en compte uniquement les quantités supplémentaires absorbées en plus de l'évolution tendancielle de ce puits, on passe d'une logique de compensation 'brut-net' à une logique 'net-net' (Liu et al, 2011).

L'année de référence

Afin de fixer des objectifs relatifs à une année, mais aussi pour distinguer le boisement (conversion d'une terre en forêt) du reboisement (conversion en forêt d'une terre préalablement déboisée), une année de référence a été fixée : en l'occurrence, 1990. Cette référence affecte les niveaux des puits des différents Etats et constitue par la même une source de discussions (Liu et al, 2011). Il s'agit d'une année fixée politiquement comme référence, sans forcément que les Etats disposent de données pour pouvoir réellement prendre en compte l'état du territoire et des émissions cette année-là.

1.3.3 Un secteur controversé

Un secteur idéologique taillé à la mesure des volontés politiques

Le secteur UTCATF est réputé pour être non seulement complexe, mais aussi controversé – la complexité étant d'ailleurs un des éléments de la controverse. Le secteur UTCATF est marqué par sa forte dimension idéologique et politique. Selon les différentes ONG suivant les négociations climatiques (Amis de la terre, *Climate Action Network*, WWF, Greenpeace, FERN, etc.), ce secteur est même un point faible (« *loophole* ») majeur des règles internationales de comptabilisation. En 2000 à la COP de La Haye, les discussions avaient buté sur l'insistance des Etats-Unis, du Japon, du Canada, de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande d'utiliser leurs puits de carbone pour atteindre leurs objectifs de réduction fixés en 1997 au Protocole de Kyoto. Des ONG avaient alors vivement critiqué cette politique réduisant le Protocole à ses mécanismes de flexibilité et le vidant de son ambition première – réduire les émissions des sources - et la Conférence a été suspendue. Les règles de comptabilisation définies par la suite n'ont pas permis d'éteindre la controverse car le recours aux puits de carbone, bien qu'encadré et limité (avec des systèmes de plafonnement), reste possible. Les mécanismes internationaux de compensation par le financement d'opérations de reboisement à l'étranger (mécanismes dits « REDD » et « REDD+ ») font aussi partie du spectre des mécanismes visés par ces controverses. Les nombreuses modalités qui sont en fait autant d'exceptions concédées à des Etats, comme la 'clause australienne' (Höhne et al, 2007 ; Fry, 2011), de même que le caractère volontaire de la comptabilisation de certains sous-secteurs indique que le but de la comptabilisation de l'UTCATF est de permettre l'obtention à tout prix d'un puits de carbone, et non d'une autre source, et ce quelle que soit la situation forestière du pays. Tout ce qui, au sein de l'UTCATF peut ou pourrait représenter une source d'émission a donné lieu à ces règles particulières : dégâts de tempêtes, certains feux de forêts, etc. Ce secteur n'est discuté que comme un moyen d'atteindre les objectifs, et non comme un secteur neutre sur lequel il faut agir : l'UTCATF est considéré par essence comme créditeur (Schlamadinger et al 2007 ; Grassi et al 2012). En outre, le manque de transparence, de cohérence et d'exhaustivité dans la méthodologie des différents Etats pour réaliser leur inventaire UTCATF (Löwe et al, 2000) vient ajouter de la confusion et de la suspicion. Enfin, une critique considère que les forêts, en Europe, sont sous-mobilisées dans la lutte contre le changement climatique et que les règles de comptabilisation, tout comme la politique climat européenne, devraient être réformées de manière à ce que le puits forestier soit davantage comptabilisé de façon à favoriser une dynamique plus forte des plantations et de la mobilisation du bois-énergie et du bois-matériau, outils de stockage du carbone (Ellison et al. 2014, ADEME, 2015). Globalement, UTCATF et désormais les « émissions négatives » apparaissent comme une opportunité pour concilier la continuité des émissions et le respect des engagements de réduction des émissions en recourant au concept de neutralité, de bilan net. Ainsi, le secteur de l'aviation internationale, actuellement hors périmètre des objectifs internationaux, a promis en 2009 (via l'IATA *International Air Transport Association*) une stabilisation de ses émissions dès 2020. Or pour réaliser cet engagement, plusieurs ONG ont souligné que les efforts liés à l'énergie seraient insuffisants et qu'il faudrait prendre en compte le financement de projets de reboisement (Comstock al. 2016). Le recours aux puits de carbone apparait donc désormais, même pour les ONG, comme une solution réaliste et nécessaire, et non plus uniquement comme un moyen de ne pas réaliser ses engagements.

La capacité du secteur UTCATF à compenser les émissions, au niveau mondial, ne doit cependant pas être surestimée car les capacités actuelles de stockage se sont constituées sur le temps long, alors que les besoins de stockage additionnel s'inscrivent sur le temps court (Mackey al. 2013). Pour ces auteurs, l'idée de compensation est scientifiquement infondée : seule une fraction minime des émissions peut être réduite via le recours aux puits. Selon eux, il faut distinguer puits et stock,

concepts qui n'ont pas la même temporalité. Le puits biosphérique absorbe l'équivalent de près d'un quart des émissions (Le Quéré, et al. 2015 ; Tian, et al. 2016 ; voir chapitre suivant), le débat politique étant de savoir si l'on considère qu'il s'agit d'une *compensation*, et l'enjeu de maintenir et accroître ce puits soulève toujours la question de savoir si l'existence de ce puits permet de limiter les réductions des émissions de GES (Paustian, et al. 2016).

Un secteur inéquitable

Les états doivent bénéficier de leurs flux d'absorption si ceux-ci résultent de leur action, et non en raison de la simple existence de puits en croissance. Ce problème dit de l'*additionnalité* est crucial et reste prégnant : le risque de ce qu'on a appelé « l'air chaud » (des crédits de carbone obtenus sans rien faire) existe, même s'il est jugé raisonnablement bas (Grassi, 2011). En France, l'enjeu de la distinction de l'effet anthropique sur le renforcement du puits est une question stratégique car le puits forestier est en progression (Vandaele et al, 2010). Cela souligne à quel point le secteur UTCATF est dépendant des situations des différents pays et variables selon les structures politiques et économiques à l'origine de la mobilisation de la ressource forestière (Boyd, 2010), mais plus largement de la politique territoriale et agricole. De même, la définition des niveaux de référence pour le suivi du puits forestier (logique net-net, brut -net ou projection) dépend des spécificités de chaque pays et en particulier de ses sources de données et de la qualité de ses estimations et projections.

Un périmètre national trompeur

La comptabilisation se fait selon un périmètre national strict, selon une logique de production et non de consommation : de même que les émissions du transport aérien et maritime international ne sont assumées par aucun Etat et ne sont donc pas prises en compte dans les inventaires, les émissions indirectes ou « exportées » sont prises en compte dans le pays où ont lieu les émissions. Les émissions liées à la déforestation induite par l'utilisation de biocarburants de première génération en France ne seront pas inventoriées en France (De Cara, et al. 2012). De même le reboisement, en France, de terres agricoles abandonnées, même s'il est en partie lié à l'internationalisation du marché agricole et à la politique européenne, sera comptabilisé entièrement et uniquement par la France. Dès lors, avec un périmètre global, on se rend compte qu'il ne s'agit pas de deux flux mais d'une « fuite » (*leakage*) d'un seul flux, qui est transposé d'un endroit à un autre (Blujdea al. 2010). Ces limites de l'approche dite territoriale sont à mettre en parallèle avec l'approche de l'empreinte écologique qui analyse les besoins, notamment en termes de surfaces (de cultures, de bois pour séquestrer le carbone, etc.) d'un territoire pour compenser –notamment – ses émissions (Wackernagel & Rees 1996).

Approche critique plus large

L'approche actuelle des instances internationales vise à régler le problème du changement climatique via une politique sectorielle, en focalisant le suivi de l'occupation du sol sur l'enjeu carbone. La représentation du territoire et des milieux par le prisme de la comptabilité carbone entraîne une gestion particulière qui met de côté les multiples enjeux de l'occupation du sol et ignore que le paysage est avant tout une interface entre dynamiques écologiques, sociales, économiques, sur de multiples échelles (Bertrand, 1978 ; Génot, 2008). La focalisation, en particulier, sur le rôle de la forêt comme puits de carbone simplifie et gomme la complexité de ces contextes – ce qui réduit *in fine* l'efficacité réelle de ces politiques, par exemple par l'absence ou la faiblesse de la prise en compte de la diversité biologique des forêts et des problématiques d'acteurs (Boulier et Simon 2010 ; Fry, 2011). La gouvernance climatique s'est construite sur le modèle des actions de lutte pour protéger la couche d'ozone, en prônant une approche chiffrée de réduction d'émissions – mais cette approche trouve ses limites une fois appliquée au climat, problème bien plus large et plus complexe (Aykut & Dahan 2015). L'approche par le haut, en préconisant à l'échelle mondiale des solutions, des méthodes et une

approche définie, n'est pas forcément opérante du point de vue local (Tabeaud, M., Brédif, H., 2013). Perret, et al. (2015) montrent les différences existantes dans les approches locale des stratégies d'acteurs pour la protection des sols et notamment le stockage de carbone dans la filière agricole (respect des bonnes pratiques, pratiques supplémentaires ou absence de pratiques spécifiques). De manière générale, on observe une objectivation du débat qui s'attache à la comptabilisation apparemment neutre des objets géographiques (forêts, cultures, etc.) alors que cette objectivation se fait « *au détriment des acteurs et des besoins de ceux-ci* » (Brédif, 2008) et que la dénomination et la définition de ces objets géographiques sont loin d'être neutre. L'objet « forêt » dans le cadre UTCATF est porteur de nombreuses limites et de contradictions environnementales : d'une part les pays avaient des définitions trop hétérogènes (Verchot al 2007), et le choix de la définition de la FAO (définissant notamment une forêt à partir de 10% de couvert seulement, voir chap.3) ne règle pas tous ces problèmes (Nabuurs & Verkaik 1998) ; d'autre part des plantations peuvent répondre à la définition de la forêt, ce qui a amené des auteurs à proposer la notion de forêt « intacte » (Mollicone et al. 2006), afin de prendre en compte aussi, en particulier, les effets sur la biodiversité, autrement ignorés (Sasaki al 2009). Enfin, les aspects socio-économiques, hormis les questions énergétiques, sont généralement ignorés, et en premier lieu l'enjeu alimentaire (Smith et al, 2013). *« On observe globalement un manque de sciences sociales dans le GIEC et l'IPBES. Par exemple le thème des conflits est reconnu qualitativement dans des parties des rapports plus sectorielles, comme celles concernant les énergies ou les sols, mais sans être approfondi »* (GIEC & IPBES, 2015). Seule une approche intégrée, avec un regard à la fois local et global, permet de penser les autres aspects environnementaux induits par les politiques UTCATF carbone (biodiversité, paysage…) et d'en mesurer les intrications. Afin de s'approcher au mieux de cet idéal, il est envisageable de traiter le secteur UTCATF complètement à part des autres secteurs, pour ne pas se limiter aux modalités actuelles de comptabilisation mais intégrer d'autres types d'objectifs tout aussi efficaces et utiles pour le climat, sans pour autant être liés aux objectifs de réduction des autres secteurs (Benndorf et al. 2007). Selon Ellison al. (2011, 2013), le système actuel, même en limitant par un plafond le recours au puits forestier, n'incite pas les Etats à une politique forestière ambitieuse d'augmentation du puits, voire encourage à privilégier le *status quo* en souhaitant préserver les forêts actuelles et conserver le puits qu'elles représentent. Enfin, le recours au secteur UTCATF en particulier et aux 'émissions négatives' en général repose sur le principe d'une disponibilité permanente de puits sur le temps long, alors que les stocks de carbone sont non-permanents, dynamiques (Lal, 2004 ; Hediger 2009 ; Meadowcroft, 2013), et sensibles aux changements climatiques (Ciais, et al. 2005).

Un service écosystèmique parmi d'autres

La capacité pour les sols et la biomasse à stocker du carbone constitue un service écosystémique, notion introduite dès la fin des années 1970 (Westman, 1977) et généralisée après le MEA (Millenium Ecosystem Assessment) de 2005, qui permet notamment de prendre en compte dans les modèles économiques les services rendus 'gratuitement' par le milieu biophysique à la société. Parmi les différents services communément listés (nourriture, bois, eau potable, régulation des écoulements d'eau, qualité de l'air, récréation, etc.) deux services interviennent dans l'atténuation du changement climatique par la fixation et le stockage de carbone : le stockage de carbone dans la biomasse vivante aérienne et sous-terraine (exprimé en tC/ha/an) et la productivité écosystémique nette (Net Ecosystem Productivity (NEP)) qui séquestre du carbone (exprimée en mg/m2/an). On distingue trois types de services : approvisionnement, régulation, social. Le stockage de CO2 intervient dans le service de régulation (du climat en l'occurrence). Cette catégorisation sépare les stocks et les flux venant alimenter ce stock : cette séparation, qui peut être utile d'un point de vue comptable pour quantifier les services écosystémiques, n'est pas nécessaire pour évoquer le rôle que joue l'occupation des sols dans les flux de GES. Cette approche, utilisant la métrique de la tonne-

carbone pose des problèmes de légitimité et de transferts de valeurs quant à l'évaluation d'autres services écosystémiques, en particulier la biodiversité (Chevassus-au-Louis et al. 2009).

Ces enjeux dépassent-ils l'échelle mondiale, tant du point de vue politique (accords) que scientifique (modèles) ? Nous verrons dans la section suivante qu'en France cet enjeu a été mobilisé localement dans les politiques publiques.

1.4 L'appropriation nationale de l'enjeu carbone de l'occupation du sol

Utilisée comme indicateur simple de composition du territoire, l'occupation du sol permet de signaler l'absence et la présence de certaines catégories, de signaler l'augmentation ou la diminution des surfaces présentant de nombreux services écosystémiques. Cette utilisation *a minima* ignore la complexité réelle induite par les variations de configuration paysagère, les modalités de gestion des espaces, la diversité écologique, les degrés de naturalité, etc.

1.4.1 Une réappropriation générale de l'occupation du sol pour les enjeux environnementaux

L'occupation du sol utilisée comme indicateur de durabilité d'une politique

Nous avons vu précédemment que l'occupation du sol était d'abord une statistique répondant à des préoccupations politiques et économiques d'aménagement. À mesure que la préoccupation environnementale a émergé, cette statistique a été remobilisée, dans un premier temps non en tant que telle mais en tant qu'indicateur de la durabilité de différentes politiques (Feyt, 2011). L'évolution de l'occupation du sol est régulièrement privilégiée pour évaluer les politiques agricoles et environnementales : elle permet de constater quantitativement les effets sur le paysage, même si les pas de temps sont différents entre des opérations d'aménagement, de protection, des zonages urbains. Dès lors, cela signifie que l'occupation du sol n'est pas une information neutre mais qu'elle peut être construite en vue de cette utilisation comme indicateur politique (Comber et al, 2004). L'occupation du sol est utilisée pour évaluer l'efficacité des politiques de biodiversité, de gestion des ressources en eau, des paysages, de fragmentation des milieux, etc. La politique forestière nationale, par exemple, utilise entre autres indicateurs les statistiques d'évolution des surfaces boisées pour évaluer la durabilité de la gestion des forêts. Dans ce cadre, les fonctionnaires du Ministère de l'Agriculture chargés de réaliser cette évaluation questionnent la pertinence de l'utilisation d'une source plutôt qu'une autre, en l'occurrence l'enquête TerUti plutôt que l'IFN. De même, il faut souligner que les échelons territoriaux font appel à des sources différentes pour le même indicateur, ce qui rend leurs conclusions contradictoires. Ainsi, certaines régions utilisent *Corine Land Cover* pour conclure que l'urbanisation est maitrisée, là où d'autres utilisent TerUti pour s'alarmer d'un rythme

d'artificialisation trop élevé. Ces différences, au cœur de notre propos, se présentent là aussi dans un contexte qui n'est pas académique.

L'occupation du sol réinvestie par la politique des habitats et des trames vertes

En Europe, les cartographies de l'occupation du sol sont remobilisées dans la mise en place de différents projets, comme les « infrastructures vertes » (EEA, 2011 ; Commission européenne, 2013, EEA, 2014b). En France, la politique des Trames Vertes et Bleues revisite les cartes d'occupation du sol à travers des logiques de corridors, de continuité, réutilisant par là des concepts classiques de l'écologie du paysage. Cette utilisation des données d'occupation du sol se fonde principalement sur la notion d'habitat, qui permet de lier occupation du sol et biodiversité – tout comme la notion de réservoir de carbone permet de lier occupation du sol et climat. Ainsi, la donnée sur l'occupation du sol est la plupart du temps investie par un enjeu en particulier alors que ces enjeux sont liés entre eux et qu'un programme d'action visant un enjeu (par exemple le climat) aura forcément des répercussions sur un autre enjeu (par exemple la biodiversité). Or, cet enlacement des enjeux est rarement pris en compte dans sa complexité, même s'il est parfois mentionné, comme dans la décision 16 CMP 1 : « L'exécution d'activités liées à l'UTCATF contribuera à la préservation de la biodiversité et à l'utilisation durable des ressources naturelles ».
En somme un ensemble de concepts et d'outils issus de l'aménagement (*land-use planning*) sont réutilisés pour le suivi de l'occupation du sol (*land-cover monitoring*) à des fins de protection de l'environnement. Or on pourrait considérer que ces deux approches sont par essence antinomiques dans leur conception de l'espace (lieu d'aménagement et de zonage ou bien environnement à protéger) (Lichfield & Marinov, 1977).

La préoccupation climatique réinvestit l'enjeu du suivi de l'occupation du sol mais ne le renouvelle pas

Les accords internationaux relatifs au rôle de l'occupation du sol dans les flux de GES, issus de discussions diplomatiques et alimentés par la controverse scientifique, imposent aux pouvoirs publics nationaux de se positionner en mettant en œuvre ces décisions et ces grandes orientations. En France et en Europe, ce positionnement prend deux grandes formes. La première est la définition de grands objectifs de principe sur le rôle des sols et de la biomasse dans la politique climat, et donc en particulier le maintien et l'accroissement de leur rôle de puits de carbone. La seconde est l'appel à la communauté scientifique via le financement de programmes de recherches pilotés par de grands organismes (INRA, ANR, ADEME, etc.). Plusieurs directions sont assignées à ces recherches : lever les incertitudes pesant sur ces questions, démontrer la faisabilité des objectifs politiques, et assurer le suivi de la mise en place et de l'efficacité de ces décisions.

En réalité, au-delà de l'approche climat, les projets politiques et scientifiques mobilisant l'occupation du sol doivent s'inscrire dans l'ensemble des enjeux soulevés, à plusieurs échelles : services écosystémiques, biodiversité, climat, paysage et dimension culturelle, implications socio-économiques… En particulier, l'approche intégrée des politiques liées à l'occupation du sol, traitant des interactions entre climat et biodiversité, est encore peu investie : l'approche par les services écosystémiques permet par exemple de lier plus fortement ces deux aspects (De Noblet, 2014).

Réappropriation de l'enjeu « GES et occupation du sol » dans les politiques européennes

La politique climat européenne s'est mise en place avant la CCNUCC, dès les années 1980, avec plusieurs textes visant la lutte contre les émissions de gaz à effet de serre et ciblant la politique forestière comme un moyen important dans cette lutte. Ainsi, une résolution de 1986[1] « *demande la mise en œuvre (au niveau international) d'une politique de reboisement, la Communauté européenne devant montrer l'exemple en élaborant sa propre politique forestière* »; une communication de 1988[2] appelle à « *conserver les forêts* (…) *surveiller et restaurer les forêts en déclin* (…) *promouvoir le reboisement* (…) *et les écosystèmes directement ou indirectement pertinents au regard du cycle du carbone* » (§39 B.) ; et une résolution du 21 juin 1989[3] souhaite « *intensifier dans la Communauté le reboisement et les mesures visant à améliorer la couverture végétale* ». Après la parution du premier rapport du GIEC en 1990, la question du changement climatique a de nouveau été discutée au Conseil Européen afin de préparer les négociations au sein de la CCNUCC. L'Europe adopte en 1990[4] sa décision de ramener ses émissions de 2000 au niveau de celles de 1990 et de les stabiliser. L'adoption de la CCNUCC en 1992 a été l'occasion de réaffirmer cet objectif. La politique climat européenne consistera ensuite à continuer voire à renforcer l'ambition déployée au niveau international via la CCNUCC et surtout via le Protocole de Kyoto après 1997. Ainsi, il sera question de l'intégration de l'UTCATF dans les objectifs européens. En effet, jusqu'à ce jour, le secteur UTCATF n'est pas inclus dans les objectifs climat de l'UE (réduction de -20% pour 2020[5]), alors qu'il l'est dans le cadre du Protocole de Kyoto – que l'UE, en plus de ses Etats Membres, a ratifié. Le 22 janvier 2014, la Commission européenne a présenté le nouveau cadre politique climat/énergie de l'UE pour la période 2020-2030. L'élément clé de ce « Paquet climat énergie » est un objectif de réduction des émissions de GES de 40% d'ici 2030 (base 1990)[6]) avec la volonté d'inclure désormais l'UTCATF dans cet objectif. La Commission justifie cette démarche par le fait que "*tous les secteurs doivent contribuer aux efforts de réduction d'une manière efficace au regard des coûts*", même si en réalité le recours au puits de carbone soulève des enjeux stratégiques, notamment pour certains Etats Membres[7] (Böttcher & Graichen 2015). La modalité de cette intégration est encore en discussion[8]. Il est aussi question des modes de *comptabilisation et de déclaration* harmonisé de ce secteur dans les inventaires des Etats Membres pour le Protocole de Kyoto. Il s'agit notamment de rendre obligatoire pour tous les Etats Membres la comptabilisation d'activités volontaires (au titre du paragraphe 3.4 du Protocole de Kyoto, voir 1.3) comme la gestion des prairies et des terres cultivées.

Dans la politique française

Les stratégies politiques françaises concernant les flux de GES liés à l'occupation du sol sont récentes, et émergent en parallèle du contexte international. Ces politiques ont pour but de diminuer les émissions liées aux changements d'occupation du sol mais surtout d'accroitre les absorptions en favorisant certaines conversions ainsi que le stockage de carbone dans les espaces existants. Il s'agit concrètement de politiques visant à lutter contre l'artificialisation, le retournement des prairies, de

[1] OJ C 255/272
[2] COM(88)656
[3] Résolution du 21 juin 1989, OJ C183/4
[4] Lors du conseil conjoint énergie environnement du 29 octobre 1990
[5] 409/2009/CE
[6] COM(2014) 15/ règlement 529/2013
[7] Les pays où l'exploitation forestière est un enjeu économique de premier plan (Finlande, Suède) souhaitent des règles favorables à la prise en compte de la sylviculture ; alors que dans d'autres pays, l'accent est mis sur l'augmentation du stock de carbone par augmentation du taux couvert forestier (France).
[8] Programme de travail pour 2016 du 27 octobre 2015 ; communication COM(2016)110 du 2 mars 2016 et Proposition de règlement du 20 juillet 2016 COM(2016) 479 final.

préserver les espaces boisés et d'accroitre le taux de boisement. Or ces différents objectifs rejoignent des stratégies déjà existantes, pour d'autres enjeux (aménagement du territoire, développement rural, gestion des paysages, préservation de la biodiversité, etc.). La politique française relative aux flux de GES dus à l'occupation du sol consiste la plupart du temps à réinvestir ces stratégies préexistantes avec un nouvel enjeu : l'atténuation du changement climatique. Ce dernier fait rarement l'objet d'objectifs dédiés ou de nouvelles politiques spécifiquement mises en place dans cette optique.

Bien suivre les changements d'occupation des sols, notamment pour agir sur les flux de GES associés, correspond souvent à un volet particulier d'un projet politique plus général de développement durable, qui s'exprime à travers différents documents officiels. Il est difficile de dresser clairement l'architecture des objectifs liés à l'occupation du sol en France, car il s'agit d'une combinaison d'objectifs (contraignants ou non) européens et internationaux et de textes, issus de processus de délibérations, d'organes de conseil (CESE, CAS, CGEDD, CGAAER,…), de ministères, du parlement ou du sénat, etc. La politique française sur le sujet est exprimée dans différents documents, dont la portée varie : les Communications Nationales, dont la rédaction est obligatoire dans le cadre de la CCNUCC (1995, 1997, 2001, 2006, 2010, 2013) ; des plans volontaires nationaux, dont les intitulés varient (1995, 2000, 2004, 2006, 2011, 2015) et des plans stratégiques pluriannuels (2003-2008, 2010-2013, 2015-2020). La réalisation de l'inventaire est avant tout un exercice politique qui s'inscrit dans des documents où les considérations stratégiques et techniques sur la comptabilisation des flux de GES se mêlent.

De 1995 à 2002

En 1995, le « programme national de prévention du changement de climat » est le même document que la première Communication Nationale de la France. Il contient deux volets. Le premier est la continuation de la politique, ancienne, de reboisement (remontant à l'ordonnance de 1669 de Colbert, au programme de Restauration des terrains de montagne de 1860 et au Fonds Forestier National depuis 1946) réinvestie d'un nouvel objectif : le stockage du carbone. Un objectif d'accroitre les « *boisements aidés* » jusqu'à atteindre 30 000ha / an en 1998 est défini, associé à « l'amélioration qualitative des forêts existantes » et à la promotion du bois de construction. Le second volet est la politique agricole commune (PAC), censée par sa réforme de 1992 limiter les conversions de prairie et de forêts vers les terres agricoles. En 1997, la deuxième Communication nationale à la CCNUCC reprend ces deux mêmes volets. Il s'agit d'abord atteindre « *un rythme de 10 000 à 12 000 ha / an de boisements aidés sur la décennie 1990-2000*» revoyant à la baisse l'objectif défini en 1995. Le second volet constitue aussi une révision à la baisse, puisque l'effet de la réforme de la PAC sur la limitation des conversions de prairies et de forêts en cultures « *n'a pas été observé jusqu'à ce jour et des travaux de modélisation* (…) *concluent que l'avantage économique lié à l'intensification reste suffisamment fort pour que la conversion de prairies ou forêts en terres arables se poursuive jusqu'à l'horizon 2000. Il est donc hautement improbable que la réduction de carbone du sol, estimée à 2 MtC / an en 1995 qui devait en résulter, intervienne à l'horizon 2000* ». (Ministère de l'Environnement , 1997). Le Programme national de lutte contre le changement climatique de 2000 reprend ces deux volets mais indique que la politique de boisement prévue n'a pas été réalisée faute de ressources budgétaires allouées et doit donc être relancée. Concernant le volet agricole, le besoin de renforcer les connaissances sur les flux de CO_2 liés aux sols est souligné – cela finira en effet, en 2015, par devenir un sujet de premier plan. En 2001, la troisième Communication Nationale remet à jour le volet sur les boisements aidés (suite aux tempêtes de 1999 et au plan national pour la forêt française visant à reconstituer 300 000 ha en dix ans) avec un objectif progressif : d'abord 10 000 ha / an, jusqu'à 20 000 ha / an en 2006 puis 30 000 ha / an.

2002 à 2015

En 2002, la France ratifie le Protocole de Kyoto et la comptabilisation des flux de GES liés à l'occupation des sols se formalise et devient une préoccupation politique plus importante. La France est soumise à l'objectif européen de réduire ses émissions de 40 % d'ici 2030 (par rapport à 1990), sans recours à l'UTCATF pour l'instant, mais s'est aussi fixée (depuis 2005) l'objectif de réduire ses émissions de 75 % ("facteur 4") d'ici 2050 (par rapport à 1990). La Stratégie Nationale de Développement Durable 2003-2008 est réalisée conformément à l'engagement pris à Rio en 1992 et conforté à Johannesburg en 2002, mais elle ne contient pas d'action sur le secteur UTCATF. La loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt reconnait d'intérêt général la fixation et le stockage de CO_2 par les bois et forêts. En 2015, le CGAAER[1] publie « *Les contributions possibles de l'agriculture et de la forêt à la lutte contre le changement climatique*» synthèse à la fois politique et technique, portée par un parti-pris d'optimisation du rôle des filières agricoles et forestières dans l'établissement des scénarios. Le projet de Stratégie Nationale Bas-Carbone (SNBC) de la France de 2015[2] implique la mise en place de politiques forestières, agricoles et d'aménagement pour atteindre les objectifs nationaux de réduction des émissions de GES : « *la France est le premier pays forestier européen du point de vue du potentiel de sa « pompe à carbone »* (…) *Les enjeux de long terme* (…) *: 1. la substitution* (…) *de produits bio-sourcés à des matériaux énergivores ; 2. la valorisation énergétique de produits bio-sourcés ou déchets issus de ces produits,* (…) *; 3. le stockage de carbone dans les produits bois* (…) *; 4. la séquestration de carbone dans l'écosystème forestier ; Aujourd'hui, l'ensemble de ces leviers permet de compenser de l'ordre de 15 à 20 % des émissions nationales*. » (projet de SNBC[3], p.72). Il est ici clair que l'enjeu climat lié aux sols et à la biomasse ne se limite pas à l'occupation du sol. De même, il faut remettre en perspective la place de ces sujets dans les politiques climat. L'avis du Comité National pour la Transition Energétique sur le projet de SNBC (23 septembre 2015) a repris l'idée d'assurer la cohérence entre cette stratégie nationale bas carbone et la stratégie nationale pour la biodiversité : en effet, deux stratégies nationales différentes traitent de l'enjeu de l'évolution de l'occupation du sol. Le Programme National de la Forêt et du Bois 2016-2026 liste parmi ses objectifs de « *renforcer l'effet d'atténuation du changement climatique de la forêt en dynamisant l'absorption et la séquestration du CO_2 par les peuplements et les sols, par le choix d'essence et de sylvicultures adaptées* » (PNFB, 2016, p.13).

Des controverses sur la politique climat à mener concernant l'occupation du sol

Il n'existe pas de consensus sur les politiques à mener concernant les sols, la biomasse et les changements d'occupation des terres dans le cadre de la lutte contre le changement climatique. Plusieurs aspects suscitent, si ce n'est des controverses, du moins des avis opposés et peuvent mener à la mise en place de stratégies contradictoires. En premier lieu, des désaccords concernent le rôle de la forêt. Historiquement, la forêt joue un rôle économique : les dimensions paysagère, écosystémique, culturelle et récréative sont apparues progressivement et ce n'est que tardivement que la forêt a été investie du rôle de puits de carbone. Il existe dès lors une tension entre, d'une part, une approche qu'on peut qualifier de conservatrice, qui consiste à préserver le stock de carbone en forêt et donc à privilégier le maintien et l'accroissement des forêts (en surface et en volume), et d'autre part une approche dynamique consistant à promouvoir l'exploitation sylvicole[4] afin de renouveler les forêts en

[1] Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux, organisme d'Etat lié au Ministère de l'Agriculture

[2] Conformément à la décision 1/CP.16 adoptée à la COP-16 (2010) et à la loi sur la transition énergétique de 2015

[3] Disponible à l'adresse suivante : disponible à l'adresse http://www.consultations-publiques.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/2015-08-27_DEVR1519707D_SNBC.pdf

[4] Approche notamment mise en avant par des sociétés forestières industrielles pour justifier des cultures ligneuses (ex : palmiers à huile, eucalyptus…) (Ellison et al, 2011).

séquestrant du carbone pendant la croissance des nouvelles pousses, et à stocker le carbone via la production de bois-matériau au lieu de bois-énergie (Ellison et al, 2011). Ces deux approches ne sont contradictoires que sur le court-terme, car la temporalité n'est pas la même : préserver des forêts, mêmes anciennes, permet de conserver le stock - voire de continuer à l'augmenter (Luyssaert et al. 2011) alors que la récolte de bois entraîne une émission de carbone (même pour du bois-matériau) qui va mettre du temps à être compensée par la repousse d'autres arbres. De plus, l'approche carbone peut entrer en contradiction avec d'autres politiques environnementales : ainsi, le maintien de bois mort pour la biodiversité entraîne des flux de CO_2 lors de la décomposition. L'argument climat peut aussi être invoqué à tort : dans le cadre du vote de loi sur la biodiversité, un amendement proposait de revenir sur une disposition du projet de loi visant à protéger les arbres d'alignements en bord de route, s'appuyant sur le fait que « *lorsque l'arbre est à maturité, il ne joue plus pleinement son rôle de captation du dioxyde de carbone et de diffusion d'oxygène. En revanche, même abattu, le bois continue à stocker du carbone et contribue ainsi à la lutte contre le changement climatique* »[1] (M. Saddier, 2016). Cet argument oublie que même arrivé à maturité, l'arbre conserve un stock de carbone et l'accroit encore souvent (Stephenson et al. 2014), alors que la coupe du bois, non seulement entraîne une émission, mais fixe définitivement ce stock. Seul le remplacement de l'arbre abattu permet d'utiliser l'argument climat pour justifier la coupe, or il n'était pas question pour ces arbres d'alignement de les remplacer, mais bien de les couper définitivement. Une autre version de ce débat consiste à opposer la politique dite de « stock » (conservation de la forêt et production de bois-matériau) à une politique de substitution (production de bois-énergie contre l'utilisation d'énergies fossiles) (Marland et Schlamandinger, 1997 ; Nabuurs et al, 2007 ; Leturcq, 2010 ; Lecocq et al, 2011 ; Bellassen et Luyssaert, 2014 ; ADEME, 2015)

En deuxième lieu, c'est la question de l'urbanisation qui conduit à des conclusions opposées sur les meilleures politiques à adopter concernant l'occupation du sol au regard du climat. L'urbanisation, comme processus de croissance de population des villes, entraine une artificialisation croissante des sols et donc une perte des stocks de carbone de ces terres. La densification des villes, et non l'étalement des banlieues pavillonnaires en périphérie de celles-ci, semble donc une politique cohérente de lutte contre l'effet de serre en limitant l'imperméabilisation des sols. Or cette attention portée sur les sols oublie que la croissance des villes entraine des changements socio-économiques et des comportements à même d'augmenter les émissions de GES par rapport au mode de vie en zones rurales ou rurbaine, comme des déplacements de loisirs à plus grande distance pour compenser le manque d'accès à la nature (Charmes, 2013). D'autre part, la périurbanisation peut prendre une forme durable en induisant une organisation spatiale et un usage des ressources spécifiques (Mancebo, 2014).

Enfin, la question de l'échelle nationale de l'inventaire UTCATF est aussi sujette à critique, car des politiques durables de gestion des terres dans un pays peuvent conduire à des émissions dans le secteur UTCATF ailleurs. Par exemple, une stratégie de mobilisation faible de la ressource forestière entrainera le recours au bois récolté dans d'autre pays et éventuellement à de la déforestation. Cette question rejoint celle des changements indirects d'utilisation des sols (Indirect Land-Use Changes ou ILUC) qui est largement débattue dans le cadre du développement des biocarburants dits de première génération (Fargione et al, 2008).

L'inventaire est donc au cœur d'enjeux politiques parfois divergents ; la forêt est un enjeu stratégique majeur qui occulte souvent d'autres aspects, alors que les politiques visant l'occupation du sol et non directement le climat visent avant tout l'artificialisation et non la forêt.

[1] Martial Saddier, http://www.actu-environnement.com/ae/news/arbres-alignements-protection-loi-biodiversite-suppression-Assemblee-nationale-26398.php4

1.4.2 Les programmes de recherche, partie intégrante des objectifs français

Le second positionnement de la France par rapport aux décisions internationales est, outre à se fixer des objectifs, à financer des programmes de recherche.

En France : programmes confiés à l'ADEME, l'INRA, l'IFN, l'ANR, etc.

Tant l'inventaire que les réflexions stratégiques ont besoin de synthèses opérationnelles fournissant des données de références, qu'il s'agisse de méta-analyses ou de nouvelles données. Ainsi, plusieurs programmes de recherche, pilotés par des organismes tels que l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la maitrise de l'énergie), l'INRA (Institut national de la recherche agronomique) ou l'IFN (Inventaire Forestier National aujourd'hui intégré à l'Institut Géographique National), ont été mis en place pour répondre à ce besoin et produire ces références. L'inventaire UTCATF s'appuie davantage sur ces productions de références que sur des travaux académiques publiés en dehors de ce cadre. Les travaux de l'INRA et de l'IFN, menés dès les années 1980 et surtout depuis les années 1990[1], ont permis d'approfondir les connaissances sur le lien, en France, entre les sols et la biomasse (surtout forestière) et le climat (Arrouays et al. 1994 ; Balesdent et al. 1998 ; Arrouays, et al. 2002 ; ADEME et GIS-Sol, 2014). LE GIP ECOFOR, créé en 1993, renouvelé en 2003 et en 2013, rassemblant notamment l'INRA et le Ministère de l'Environnement autour des écosystèmes forestiers, fournit notamment des réflexions sur le puits de carbone forestier actuel et projeté. INRA et IFN ont été associés (avec les différents services ministériels pertinents) à la mise en place de l'inventaire UTCATF français par le CITEPA (CITEPA, 2005) surtout dans le cadre de l'application du Protocole de Kyoto qui a accru l'importance stratégique de cet exercice En 2002, l'INRA a publié une *'expertise collective',* « Stocker du carbone dans les sols de France » (Arrouays et al. 2002), commande publique et exercice de grande ampleur qui a servi – et sert encore – de référence, de même qu'une étude plus récente commanditée par l'ADEME et les ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement (Pellerin et al. 2013) et qu'une nouvelle expertise, lancée en 2016, sur l'artificialisation des sols[2]. Au besoin de valeurs de références actuelles et historiques s'ajoute aussi le besoin de projections auquel répondent ces organismes[3] (). Ces programmes sont réalisés en lien avec l'administration publique (le GIS SOL est sous la co-tutelle des ministères de l'environnement et de l'agriculture), tout comme l'est la réalisation de l'inventaire UTCATF. Actuellement, ce sont les données issues du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) du GIS Sol, prélevés sur une grille d'échantillonnage assurant une représentativité nationale voire régionale, qui sont utilisés comme source pour l'inventaire UTCATF. Plus récemment, en parallèle au GIS SOL, un GIS CAS (groupement d'intérêt scientifique sur les changements d'affectation des sols) a été lancé en novembre 2014, là encore dans une configuration mixte (Ministères de l'agriculture et de l'environnement, ADEME, INRA), signe de l'intérêt croissant pour cette question précise en particulier. Ce groupement vise à analyser les impacts environnementaux (y compris les flux de GES) des changements d'occupation du sol et l'effet des politiques françaises et européennes. De plus, l'ADEME finance à la fois de nombreux projets de recherche et d'innovation[4] ainsi que des projets de

[1] Programmes Agrotech, AgriGES GICC, GIS-SOL, CARBOFOR.

[2] Expertise scientifique collective en appui à la décision publique sur l'artificialisation des sols, menée par l'Inra (Y. Le Bissonnais) et l'Ifsttar pour le compte des ministères de l'Environnement et de l'Agriculture et de l'Ademe ; à laquelle Marianne Cohen et moi-même sommes associés.

[3] Avec la commande, par exemple, de l'étude « Projections d'émissions/absorptions de gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020 – 2008 » par l'INRA ; « Emissions et absorptions de gaz à effet de serre liées au secteur forestier dans le contexte d'un accroissement possible de la récolte aux horizons 2020 et 2030 » par l'IFN ; ou encore différentes projections effectuées par le CITEPA

[4] via notamment le programme « Recherches sur l'Atténuation du Changement ClimaTique par l'agrIculture et la Forêt » (REACCTIF)

thèses – dont la mienne. Enfin, pour souligner à nouveau la perméabilité entre ces organismes et les acteurs publics, notons qu'une annexe de la Stratégie Nationale Bas-Carbone de la France reprend la synthèse d'une étude du CITEPA et du CEREN sur l'analyse de l'évolution des émissions de gaz à effet de serre en France.

Le programme 4‰ (quatre pour mille)

Alors que la biomasse forestière constituait l'enjeu majeur des réflexions stratégiques concernant le stockage du carbone, le rôle des sols agricoles, déjà envisagé par l'expertise commandée à l'INRA et publiée en 2002, a pris une nouvelle ampleur en France et dans le monde depuis le lancement du programme dit « 4 pour 1000 » lors de la COP-21, en décembre à Paris. L'annonce de ce programme a été faite par le Ministre de l'Agriculture, Stéphane le Foll, le 17 mars 2015, lors d'une conférence internationale sur l'« *Agriculture intelligente face au climat* » en préparation de la COP-21 et alors que l'année 2015 avait été déclarée Année Internationale des Sols par l'ONU[1]. S'appuyant sur des estimations globales récentes (Le Quéré et al. 2014), le rapport de grandeur entre les stocks de carbone des sols totaux (environ 2400 MtC) et les émissions dues à la combustion d'énergie fossile (8.9MtC/an) est d'environ 4 pour 1000. C'est sur ce rapport entre l'immense capacité de stockage des sols au regard des émissions de carbone que se fonde ce programme : il suffirait théoriquement d'augmenter d'un facteur de 4‰, chaque année, la capacité de stockage des sols pour compenser les émissions anthropiques (Arrouays, 2016). Bien entendu, il convient de relativiser le sérieux de ce calcul qui compare d'une part une estimation de l'ensemble des stocks des sols – sur la majorité desquels une action pour accroitre la capacité de stockage n'est pas possible- et d'autre part une estimation d'une partie des émissions anthropiques totales, soit un stock de carbone sous forme organique et des flux de carbone sous forme gazeuse, chacune des valeurs résumant des estimations avec une forte variabilité spatiale et temporelle. Le simple rapport arithmétique entraîne une conclusion simpliste qui ne questionne pas la faisabilité ni la pertinence d'un tel objectif. Le discours de l'annonce du programme met en lumière l'importance de l'ambition politique vis-à-vis de l'incertitude scientifique, rapport crucial dans notre sujet : « *Je propose* (…)*, pour donner un objectif,* (…) *on puisse se fixer un grand programme qui pourrait s'appeler les 4 pour mille,* (…)*,parce qu'on a là un outil qui nous permet, selon les éléments dont je dispose, d'avoir une perspective extrêmement efficace de lutte contre le réchauffement climatique par le stockage.* » (Le Foll, 2015). La valeur de 4‰ n'a qu'une valeur indicative, symbolique, pour souligner l'immensité de la capacité des sols à stocker du carbone, afin de rivaliser avec le symbole visuel et très ancré de la forêt (Arrouays, 2016). Cette valeur est fixée par le politique alors que les estimations scientifiques varient, ce rapport est amené à évoluer et il serait différent selon d'autres estimations : il en va de même pour l'objectif climat de « 2°C » qui ne correspond pas à une valeur scientifique (seules plusieurs fourchettes sont définies selon différents scénarios) mais à une valeur portée par les politiques pour faciliter les débats. Ces liens réciproques entre acteurs politiques et scientifiques pour ce sujet seront traités à la fin de ce chapitre. Les incertitudes concernant les assertions sous-jacentes à l'objectif du 4 pour 1000 seront quant à elles traitées dans le chapitre 2.

Dans ce contexte, un des prochains rapports spéciaux du GIEC, à paraitre d'ici 2018 dans le cadre de la préparation de son sixième rapport d'évaluation, traitera des questions des liens « entre le changement climatique, la désertification, la dégradation des terres, la gestion durable des terres, la sécurité alimentaire, et les flux de gaz à effet de serre dans les écosystèmes terrestres » (GIEC, 2016).

[1] Résolution des Nations-Unies A/RES/68/232

1.4.3 Le rôle de l'inventaire UTCATF et du CITEPA dans ce contexte

Une place paradoxale

L'inventaire établi annuellement par le CITEPA occupe une place à la fois centrale et périphérique. Centrale, car les valeurs qui en sont issues sont officielles et sont à la base des travaux et réflexions sur le sujet. Néanmoins, les chiffres ne sont pas toujours cités comme étant ceux de l'inventaire mais plutôt comme les chiffres officiels de la France, voire issus du Ministère de l'Environnement. Les collaborations des organismes techniques et de recherche pour la réalisation de l'inventaire sont plus souvent ponctuelles et les questions de fond concernant l'amélioration méthodologique font l'objet de discussions avec les instances politiques, les instituts techniques et les producteurs de données, dans un cadre institutionnel[1] mais ne font pas l'objet de grands programmes impliquant plusieurs organismes, plusieurs chercheurs, pendant plusieurs années.

Une configuration institutionnelle à l'origine de ce paradoxe

Cet écart entre une place fondamentale et une visibilité faible tient en partie à des raisons structurelles. Il n'y a pas de mutualisation de la réalisation de l'inventaire qui est avant tout une tâche technique, une obligation politique, dont le coût doit rester limité, et qui est renouvelée chaque année : un programme long sur sa réalisation irait à l'encontre de cette temporalité. Cet exercice est confié à un opérateur d'Etat, le CITEPA[2], une petite structure. Organisme privé, il a le statut d'association loi 1901 à but non lucratif et a pour mission depuis sa création en 1961 de produire et diffuser des données et informations sur les émissions dans l'air de polluants atmosphériques. Parmi les substances inventoriées, les GES sont devenus de plus en plus importants avec l'essor de la préoccupation climatique. La réalisation de l'inventaire a ainsi été confiée à cet organisme qui dispose de l'accès à de nombreuses données sources, à la fois issues du monde industriel et des organismes publics de production de statistiques. Ainsi, c'est pour des raisons historiques que cet organisme a été amené à concentrer en son sein une forte expertise sur les méthodes d'estimation et de suivi des émissions de GES. Dès lors, la visibilité de l'inventaire résulte de la visibilité du CITEPA lui-même : son statut d'organisme d'expert entre acteurs publics et privés, avec un rôle technique, explique que la visibilité de l'inventaire soit limitée aux institutions directement concernées. Le rôle du CITEPA est de respecter les normes fixées par les règles internationales, de réaliser un inventaire opérationnel, en conformité aux règles, sans logique de recherche, mais en recherchant l'efficacité : un inventaire fiable et qui ne sous-estimerait ni ne surestimerait les flux de GES. Ce ne sont pas des objectifs purement scientifiques émanant d'une communauté de chercheurs. Néanmoins, le CITEPA participe à différents programme de recherche (notamment les programmes de l'ADEME) dont les résultats peuvent bénéficier à l'inventaire.

Les inventaires, rapport politique ou scientifique ?

Malgré leur dimension politique, les inventaires doivent s'appuyer sur des connaissances scientifiques solides. Ils sont revus selon des critères méthodologiques d'application des règles politiques de notification mais aussi selon des critères scientifiques. L'inventaire est donc une production scientifique car il s'agit d'une estimation reposant sur des hypothèses, des données et des calculs transparents[3]. L'inventaire est transparent mais reste confiné dans un cadre relativement confidentiel qui n'est pas comparable aux moyens de diffusion des publications scientifiques. Cette

[1] Notamment, depuis 2005, dans le cadre de groupes de travail associant ministères et organismes concernés.

[2] Cette mission, renouvelée tous les trois ans, n'incombe pas automatiquement au CITEPA. Il n'a le statut d'Opérateur d'Etat que pour la réalisation des inventaires.

[3] Ces informations ne sont pas renseignées dans le détail pour le grand public, mais sont compilées de façon transparente dans des fiches méthodologiques pour les processus de revue de la CCNUCC et de l'UE par exemple.

transparence est assurée par la diffusion publique de l'inventaire (site internet du CITEPA, Ministère de l'environnement, portail internet de la CCNUCC), les revues nationales et internationales (vérification de la qualité et de la conformité des méthodes par des experts), et la publication, conformément aux bonnes pratiques, d'un rapport méthodologique[1] qui présente les sources des données utilisées, leurs méthodes de collecte et leurs caractéristiques, mais qui reste général.

Cependant, les inventaires sont aussi revus selon des critères méthodologiques d'application des règles politiques de notification issues des décisions de la CCNUCC et des règles établies par le GIEC. Même si certains principes à la base de ces règles sont scientifiquement discutables (voir section 1.3), ils doivent dans tous les cas être respectés comme fondement méthodologique. Les règles de base de l'inventaire ont été fixées en partie par des instances scientifiques (le GIEC), elles l'ont été en concertation avec des responsables politiques et institutionnels, sur la base de discussions internationales dont les enjeux sont stratégiques et dépassent l'aspect purement scientifique.

Des situations différentes selon les pays

En France, l'inventaire reste relativement confidentiel et peu partagé avec les acteurs scientifiques concernés, à l'inverse d'autres structures réalisant l'inventaire dans d'autres pays qui font appel à des chercheurs, comme aux Pays-Bas (avec le centre Wageningen) ou au Danemark (avec l'université d'Aarhus). D'autres pays font quant à eux appel à des équipes ministérielles, d'autres encore à des agences nationales avec des chercheurs ou anciens chercheurs, comme en Angleterre (DEFRA). Le niveau d'avancement méthodologique des différents pays tient d'une part à la qualité des données disponibles et d'autre part au type de structure chargée de l'inventaire au vu de la forte dimension recherche qu'ils impliquent. Dans ces différentes configurations, le secteur UTCATF est généralement à part et le travail sur ce secteur peut être confié à des organismes séparés. Une particularité de la France, outre cette confidentialité de fait, est aussi la réalisation dans une plate-forme unique et historique de l'inventaire des GES et des polluants atmosphériques.

C'est en gardant à l'esprit à la fois l'importance de l'inventaire et sa place confidentielle dans le cadre national et international, politique et scientifique, que nous allons résumer les grands enjeux méthodologiques historiques et actuels spécifiques à l'inventaire UTCATF français.

[1] Il s'agit du rapport Organisation et Méthodes des Inventaires Nationaux des Emissions Atmosphériques en France (dit « OMINEA »), mis à jour chaque année, en regard de l'inventaire annuel (CITEPA, 2016).

1.5 L'inventaire UTCATF français : sources et méthodes actuelles, contraintes

Notre réflexion sur la méthodologie ne part pas de zéro : l'inventaire est réalisé et mis à jour chaque année et il a lui-même hérité de certains choix. Les sections précédentes ont montré que l'inventaire était au cœur d'enjeux stratégiques importants. Les valeurs qui sont issues des calculs de l'inventaire sont centrales dans les processus de décision et de réflexion, à plusieurs échelles, sur les questions de l'atténuation du changement climatique et du recours aux puits de carbone. Or, la méthode de ces calculs est peu connue et les incertitudes relatives à la méthodologie et aux règles internationales sont souvent ignorées par les pouvoirs publics lorsqu'ils citent ces chiffres. Cette section retrace les contraintes de la France pour réaliser son inventaire UTCATF, ses évolutions méthodologiques, ses choix et ses incertitudes.

1.5.1 Le secteur UTCATF dans l'inventaire français

Nous présentons en Annexe 2 la méthode actuellement en place au CITEPA pour la réalisation des inventaires. Cela constitue le point de départ, de fait, de cette thèse puisqu'il s'agit très concrètement de partir de cette base pour proposer des solutions méthodologiques complémentaires ou alternatives, pour apporter des explications sur la pertinence des estimations actuellement produites à partir d'un regard critique et d'une approche élargie, qu'on qualifiera de géographique, et enfin pour creuser les sources d'incertitudes par une analyse approfondie qui dépasse les évaluations de l'incertitude classique de ce type d'exercice d'inventaire. Nous signalons ici les enjeux méthodologiques clés et les problèmes saillants.

Principes généraux

Qu'est-ce qu'un inventaire ?

Un inventaire d'émission est une représentation qualitative et quantitative des rejets d'une ou plusieurs substances (GES, polluants atmosphériques) provenant d'un ensemble de sources émettrices anthropiques ou naturelles répondant à des critères précis. Les résultats de l'inventaire sont considérés comme un indicateur de pression anthropique sur l'environnement. Ces inventaires traduisent les émissions observées dans les années écoulées ainsi que, pour les applications où cela est nécessaire, les émissions supposées à des échéances situées dans le futur (appelées "projections") (CITEPA, 2015). Le cadre d'application classique de l'inventaire est la comptabilisation des émissions induites par des activités industrielles. Une activité, bien définie, mesurable, rejette dans l'air des polluants et des gaz à effet de serre. On peut estimer ce rejet grâce au niveau d'émissions induit typiquement par un niveau d'activité, c'est-à-dire un facteur d'émission. Ce principe simple s'exprime dans la formule de base de tout inventaire :

$$A*FE=E$$

Avec A= Activité ; FE= facteur d'émission, E= émission.

La prise en compte d'émissions diffuses mais aussi des flux de GES liés à l'occupation du sol, qui induit des flux d'émissions positifs et négatifs (absorptions), donne lieu à des méthodes plus complexes.

Temporalité de l'inventaire

L'inventaire est réalisé chaque année de manière à prendre en compte le temps de création des données sources afin d'estimer les flux de GES ayant eu lieu deux ans auparavant. Un des principes de base de l'inventaire est qu'il n'est pas simplement mis à jour tous les ans mais qu'il est entièrement réalisé de nouveau chaque année : l'ensemble de la série historique est recalculée, selon une logique de renouvellement et non selon une logique cumulative où une année serait simplement ajoutée à la série déjà calculée précédemment. Lorsqu'un changement méthodologique est effectué, c'est l'ensemble de la série qui est recalculée : tout nouvel inventaire annule et remplace les versions précédentes. Cela signifie que des décisions stratégiques prises sur les résultats de l'inventaire perdent leur sens lors d'un nouvel exercice d'inventaire.

Règles générales auxquelles doit répondre l'inventaire UTCATF français

L'inventaire UTCATF réalisé par le CITEPA fournit à la CCNUCC des chiffres en surface (stocks) et d'évolution de surfaces (flux) d'utilisation des terres en France métropolitaine, et des données en CO_2e (équivalent CO_2) sur les émissions et absorptions des GES par l'UTCATF. Le secteur UTCATF est à part non seulement parce qu'il mesure des flux positifs et négatifs, mais aussi car l'estimation de ces flux se fait indirectement, à partir des stocks de carbone. Une des premières étapes de l'inventaire UTCATF français est de répartir les surfaces nationales, à partir des données les plus précises disponibles selon différentes catégories d'occupation du sol définies par le GIEC – et de créer des sous-catégories pertinentes en fonction des caractéristiques du pays – ce qu'a fait le CITEPA (voir plus bas). Ces données doivent être cohérentes et validées. Une matrice de toutes les conversions possibles entre ces catégories, sur un pas de temps annuel et sur vingt ans (selon les règles de comptabilisation en place) doit être réalisée à partir de ces données. Ensuite, il fait être en mesure d'associer des variations de stocks de carbone et donc des émissions et absorptions de GES pour chaque occupation du sol et chaque conversion possible, et ce pour les cinq compartiments définis par le GIEC (sol, biomasse aérienne, biomasse souterraine, bois mort, litière) lorsque les données le permettent. Le premier objectif du CITEPA est de respecter les principes méthodologiques et les règles de comptabilisation, avant de savoir si les estimations correspondent parfaitement à la réalité de l'évolution paysagère et traduisent des dynamiques pertinentes. Ces règles forment donc un ensemble de contraintes fortes qui induisent un traitement particulier de l'occupation du sol : définition de la forêt, pas de temps de 20 ans pour calculer les flux de GES (voir chap.2), exigence de précision… La cohérence de l'inventaire au regard de ces règles est privilégiée sur la cohérence de l'inventaire au regard d'autres travaux scientifiques traitant aussi des changements d'occupation du sol.

Grands principes appliqués par le CITEPA

La réalisation de l'inventaire, exercice technique, est effectuée en fonction de différentes contraintes : le temps qui y est consacré ne peut excéder plusieurs mois (en raison du calendrier annuel des inventaires) et les moyens attribués à cette tâche par le Ministère de l'Environnement conditionnent cet exercice. Dans le temps imparti, c'est avant tout le respect des règles internationales qui représente l'objectif principal. La conformité méthodologique précède la cohérence scientifique. Dès lors, l'approche générale retenue par le CITEPA est l'agrégation de différentes données répondant à différents besoins (surfaces des changements d'occupation des sols ; statistiques sur la forêt, son

exploitation, sa croissance ; valeurs représentatives des stocks de carbone dans le sol ; estimation des stocks de carbone présent dans la biomasse)… Les règles établies par le GIEC sont appliquées de manière à ce que les données disponibles s'adaptent au mieux dans ce cadre. La présence des données et leur qualité détermine en grande partie l'incertitude liée à l'inventaire. Quand les données adéquates font défaut, les flux ne sont pas estimés ou bien des hypothèses sont émises. La qualité des estimations de l'inventaire s'améliore de manière progressive au fur et à mesure des inventaires et des processus internationaux de vérification de leur qualité. Les améliorations méthodologiques sont la plupart du temps introduites petit à petit, sans véritable 'révolution' d'une année à l'autre.

L'échelle de l'inventaire

L'échelle de l'inventaire, c'est-à-dire les résolutions auxquelles les informations générées sont calculées et communiquées, dépend de deux grands facteurs : les résolutions des données d'entrée et les résolutions des formats de notification imposés par la CCNUCC et le GIEC. La méthode employée jusqu'ici mobilise des données d'entrée ayant des résolutions spatiales et temporelles variées : départementale et annuelle pour TerUti ; régionale et une seule année pour le RMQS ; régionale et annuelle pour l'inventaire forestier. Il en est de même pour les résolutions thématiques. Au niveau du format de restitution de l'inventaire lui-même, toutes les estimations sont agrégées à l'échelle nationale. Les résultats de l'inventaire UTCATF constituent donc une information très globale qui ne peut être transposée à échelle spatiale fine ni être détaillée selon une nomenclature très précise de l'occupation du sol, dans l'état actuel de la méthode et des sources utilisées. Le travail sur les résolutions des données sources vise à améliorer cette situation, d'autant plus que les échelons plus fins correspondent à des échelons de décisions sur la gestion de l'occupation du sol et le devenir des territoires au regard de l'enjeu climat.

1.5.2 Héritages méthodologiques et de sources de données

Historique

De l'inventaire CORINAIR à l'inventaire GIEC

Dans le cadre du système européen CORINE (CoORdination of INformation of the Environment) mis en place dans les années 1980, le projet CORINAIR été développé dès 1985 pour mettre en place une méthodologie européenne commune d'inventaire des émissions de GES, et ce avant que se mettent en place les obligations d'inventaire issues des négociations de la CCNUCC. Le CITEPA en était à l'origine le chef de projet et a piloté les premiers développements méthodologiques et notamment la définition d'une nomenclature des sources d'émissions. Cette nomenclature incluait les sources anthropiques et naturelles. Ce premier référentiel a servi en partie de modèle pour le GIEC qui propose correspondance entre les secteurs d'émissions CORINAIR et GIEC dès 1996: le secteur « UTCATF » du GIEC, y est mis en regard des catégories CORINAIR suivantes : « *gestion des forêts de feuillus, gestion des forêts de conifères, changements dans les forêts et dans les autres stocks de biomasse bois* (woody biomass), *conversion des forêts et des prairies, abandon de terres cultivées* (abandonment of managed lands), *émissions et absorption de CO_2 par le sol ; autres* » (GIEC, 1996, vol 1, annexe 2). Aujourd'hui, l'inventaire français utilise toujours des cadres méthodologiques, en particulier la nomenclature, issus à la fois de CORINAIR et du GIEC, sauf pour le secteur UTCATF qui repose seulement sur les nouveaux principes établis par le GIEC. L'approche retenue dans CORINAIR pour l'occupation du sol était une approche basée sur l'activité (approche par processus) et non sur les surfaces (voir chapitre 2 section 2.2).

Dans ce cadre, un seul inventaire a été réalisé : l'inventaire relatif à l'année 1990, réalisé pendant plusieurs années et délivré en 1995. Entre temps, en 1992, la CCNUCC a été adoptée et le GIEC a préparé ses premières lignes directrices entre 1992 et 1994. En 1995, le CITEPA a fourni au Ministère de l'environnement un premier rapport méthodologique sur la réalisation d'un inventaire au format GIEC, pour répondre au nouvel engagement de la France dans le cadre de la CCNUCC de réaliser des inventaires nationaux annuellement (art. 4.1). Le CITEPA a aussi produit, dans ce cadre, à la demande du groupe interministériel sur l'effet de serre, une première estimation des flux de GES liés au nouveau secteur « UTCATF » du GIEC. Dans ce document, le CITEPA souligne que la prise en compte à part entière des changements d'occupation du sol est une des nouveautés majeures par rapport à l'inventaire format CORINAIR qu'il réalisait jusqu'ici (CITEPA, 1995). Le premier rapport d'inventaire format GIEC pour la France est réalisé en 1997, et le premier à être soumis à la CCNUCC est publié en 2000.

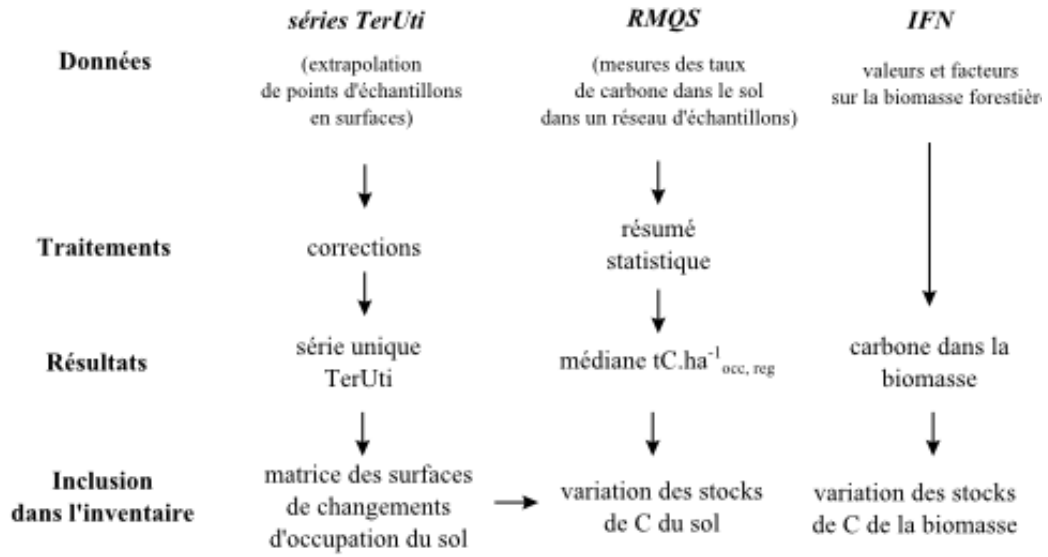
De l'approche par processus à l'approche par surfaces

Jusqu'en 2003, la méthode retenue par le CITEPA pour l'inventaire UTCATF était une approche par processus, dite 'par activité', c'est-à-dire sur le modèle de la comptabilisation des émissions industrielles, dans la continuité de l'inventaire CORINAIR. Les différents processus retenus étaient : l modification des stocks forestiers (émissions ou stockage) ; conversion des forêts en prairie (émissions) et conversions des prairies en terres arables (émissions) ; abandon des terres cultivées (stockage) (Bouchereau, 1997). A partir de 2003, le CITEPA a appliqué l'approche par surfaces qui considère l'ensemble des surfaces restant dans une occupation du sol ou subissant une conversion, via une matrice de pas de temps annuel et de 20 ans (voir chap. 2), conformément aux guides du GIEC (2003a). Ainsi, les mêmes processus sont pris en compte, mais l'application de la matrice permet un regard plus exhaustif et de prendre en compte des dynamiques qui auraient été ignorées par l'approche par processus. Néanmoins, on peut aussi considérer que l'approche par processus permet de cibler le suivi sur des phénomènes bien connus et dont le caractère anthropique est assuré, alors que l'approche par surfaces entraine une comptabilisation de l'ensemble des flux (sur les terres gérées) de façon trop inclusive. Après ce changement majeur d'approche, les évolutions méthodologiques ont consisté à améliorer certaines estimations, à modifier certains paramètres et certaines valeurs sources, et surtout à s'adapter aux règles de comptabilisation qui s'affinent avec le temps et deviennent plus exigeantes.

Choix méthodologiques actuels

La figure 1.2 présente un schéma récapitulatif simplifié du processus de réalisation de l'inventaire UTCATF français. Il indique, pour les trois types de données sources nécessaires (surfaces annuelles de changements d'occupation du sol, taux de carbone dans le sol et biomasse pour ces différentes occupations). Les bases de données utilisées actuellement sont principalement TerUti, le RMQS et l'IFN; voir chapitre 2 et 4.).

Fig. 1.2. Etapes principales de la réalisation de l'inventaire UTCATF par le CITEPA



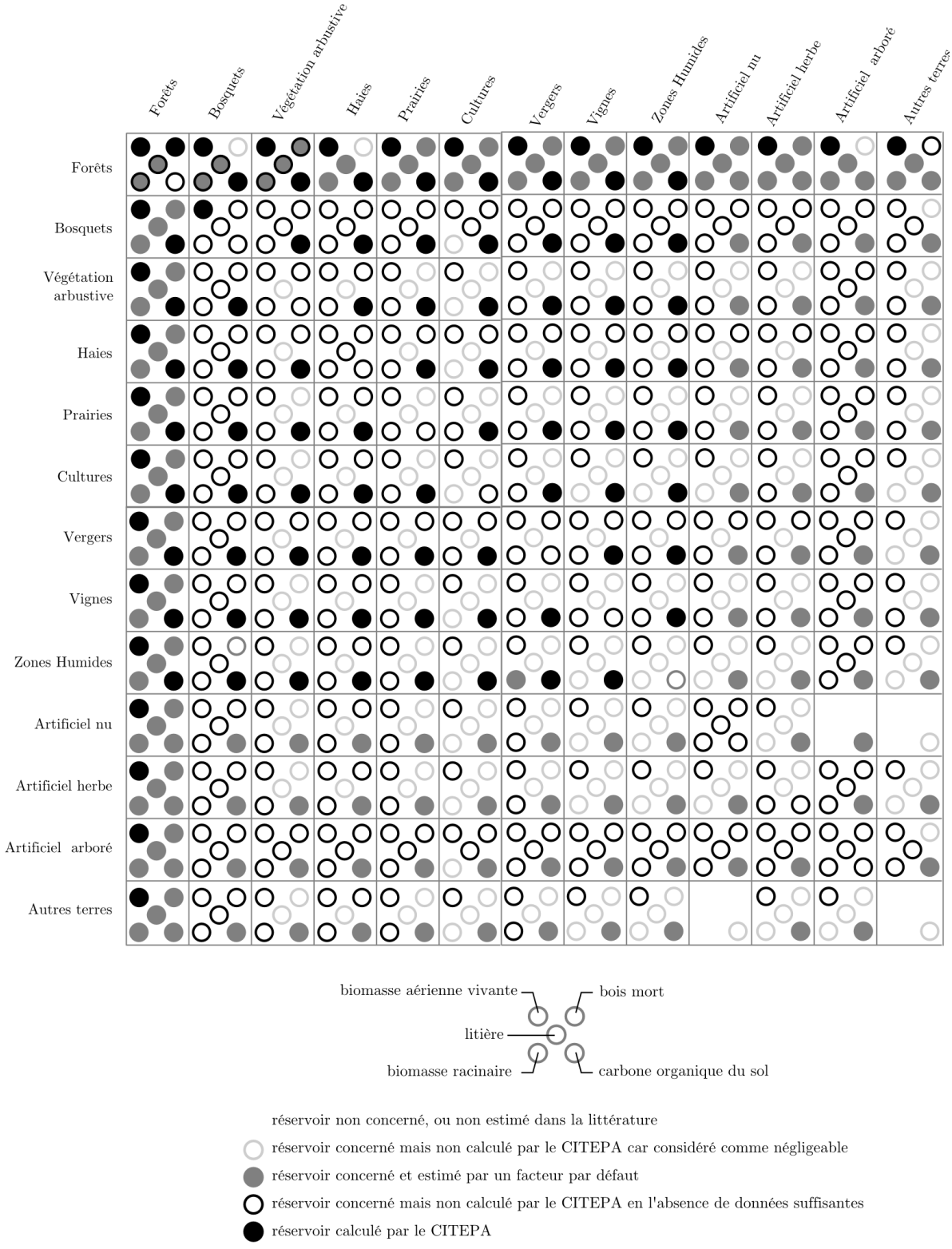
GES pris en compte

Parmi les différents GES impliqués, l'inventaire UTCATF estime uniquement les flux de CO_2 liés aux changements d'occupation des sols. En outre, le méthane (CH_4) émis par les rizières et le dioxyde d'azote (N_2O) émis lors du brûlage de bois sont aussi pris en compte. Les flux d'autres GES liés aux changements d'occupation des sols (CH_4, N_2O, O_3…), qui sont encore mal connus (voir chapitre 2), ne sont pas estimés dans l'inventaire français. L'impact de cette non-comptabilisation n'a pas encore été estimé. C'est donc bien principalement un inventaire des flux de carbone qui est actuellement réalisé, mais il convient de toujours parler de flux de GES en général, quels que soient les choix méthodologiques appliqués à un moment donné par un pays donné.

Réservoirs de carbone pris en compte

Dans l'inventaire UTCATF français, tous les réservoirs possibles de carbone ne sont pas également estimés. D'une part, les règles actuelles de comptabilisation permettent de ne pas suivre de façon égale toutes les dynamiques : la forêt est particulièrement étudiée, mais d'autres terres présentent moins d'enjeux. La figure 1.3 ci-après présente, pour chaque conversion possible (chaque case de la matrice) ou chaque occupation stable (les cases en diagonales), les compartiments de carbone qui sont considérés. Outre les règles de comptabilisation, ces différences de prise en compte dépendent des données disponibles et des hypothèses sur l'importance relative de chaque réservoir et chaque occupation du sol.

Fig. 1.3. réservoirs de carbone pris en compte dans l'inventaire



Les surfaces forestières ont un statut à part dans les règles politiques liées aux inventaires UTCATF : leur suivi est ainsi bien plus complet que pour d'autres catégories, où des réservoirs de carbone sont estimés a minima ou ne sont pas estimés du tout. Réalisation : Robert, 2016

Pour les valeurs de carbone dans le sol et la biomasse

Comme la figure ci-dessus le montre, c'est principalement le compartiment sol qui est estimé. Le compartiment biomasse est estimé à part pour les surfaces concernées. Pour le compartiment sol, le CITEPA a fait le choix pour les changements de recourir à la méthode des différences de stock (stock de l'occupation finale – stock de l'occupation initiale), avec une dynamique linéaire sur 20 ans. Les valeurs de stocks sont issues du réseau de mesure RMQS (Réseau de la Mesure de la Qualité des Sols) fournie par l'Unité InfoSol de l'Inra. Une hypothèse, issue du Giec, indique que les sols dégradés ont la moitié du stock de carbone qu'ils auraient s'ils n'étaient pas dégradés. Ainsi, ce principe a été transcrit pour choisir une valeur du stock de carbone des sols de la catégorie « terres artificielles » (comprenant des sols imperméabilisés ou non, voir définition en 1.3) : la moitié du stock sous prairie.

Pour la biomasse, les données et hypothèses proviennent de l'IFN. La biomasse ligneuse intervient lors d'une conversion d'occupation (afforestation, déforestation, reforestation) mais aussi lorsque l'occupation forestière est stable. En effet, l'inventaire compare les prélèvements de bois à l'accroissement naturel (production), si la production dépasse les prélèvements, le stock forestier augmente. En France, la forêt gagne ainsi en superficie et en volume : en 2014, 46% de la production naturelle était prélevée, avec un taux maximum de 74% en Aquitaine et un taux minimum de 20% en Midi-Pyrénées (IGN, 2016). Il s'agit de la production en volume de bois « fort tige » c'est-à-dire excluant les branches et les arbres à un diamètre inférieur à 7.5 cm : la production réelle totale est plus élevée. Dès lors le Citepa utilise une autre source que l'estimation de la production en bois : il prend bien en compte les estimations de la totalité de la biomasse produite avec des équations allométriques[1], ce qui est cohérent avec une approche carbone qui ne distingue pas différents types de bois.

Pour les surfaces de changement d'occupation

Le Citepa estime actuellement l'ensemble des changements d'occupation du sol en France métropolitaine avec une seule source, ce qui permet d'avoir une base cohérente, alors qu'il a la possibilité de recourir à différentes données, par exemple pour le déboisement. Cette base de données qui permet un suivi de l'ensemble du territoire est la base TerUti. Les résultats de cette enquête qui sont utilisés sont les données agrégées au niveau départemental, pour raison de secret statistique, fournies par le Service Statistique du Ministère de l'Agriculture. Nous reviendrons en détail dans la partie 4 sur les modalités techniques, statistique, sémantique, ontologique de cette enquête, sa construction et sur les particularités de l'information produite. Elles jouent un rôle de premier plan dans la construction de l'inventaire UTCATF par le Citepa.

TerUti est un choix hérité : c'est la source de données utilisée historiquement pour réaliser l'inventaire UTCATF. Il est plus simple, afin de respecter l'exigence de cohérence temporelle et au vu des ressources affectées à la réalisation de l'inventaire, de continuer à utiliser la même source de données. TerUti a été choisi car il est compatible avec les exigences de résolution spatiale (distinction des forêts des bosquets par le seuil de 0.5ha ; pas de temps annuel), de périmètre (il couvre de façon cohérente l'ensemble du territoire) et de résolution temporelle (il permet de remonter aux années 1980). Aujourd'hui, le Citepa considère cette donnée comme toute autre source : avec un regard critique et son utilisation comme source unique à l'avenir est compromise par de nombreux éléments (voir chapitres 4 et 6). Néanmoins, le contexte dans lequel s'inscrit l'inventaire nécessite de justifier solidement toute modification méthodologique importante.

Définition des terres gérées pour délimiter les surfaces à comptabiliser

[1] Permettant de calculer des volumes de biomasse des ligneux à partir de différentes mesures, voir chap.2

La définition des terres « gérées » et des terres « non gérées », au sens du Giec ; constitue une hypothèse forte qui détermine une grande partie de l'inventaire, car seuls les flux des terres gérées sont considérés comme anthropiques et sont rapportés officiellement dans l'inventaire. Or, cette première hypothèse majeure ne fait pas l'objet d'autant d'attention que les questions de prise en compte de la forêt d'une part et que les dynamiques estimées d'autre part. Le Citepa pourrait utiliser les données TerUti qui renseignent, dans les catégories fonctionnelles (c'est-à-dire d'utilisation du sol), les classes « protection réelle du milieu » et « absence d'usage ou non utilisation temporaire » qui pourraient correspondre à une interprétation de l'expression « non géré ». Néanmoins, ces classes n'ont pas été définies avec ce principe et la catégorie « absence d'usage » correspond souvent à « absence d'usage identifié par l'enquêteur ». De plus, des terres pouvant ne pas être « gérées » au sens du GIEC pourraient être indiquées comme TerUti dans des classes d'utilisation différentes (par exemple « production ligneuse »). Dès lors, c'est une autre source qui est utilisée par le Citepa : l'IFN qui estime que 5 % des forêts ne sont pas gérées. Pour la France, une forêt est gérée au sens de la CCNUCC lorsqu'elle fait l'objet d'opérations de gestion forestière visant à administrer les fonctions écologiques, économiques et sociales de la forêt. Le terme « opération de gestion forestière » recouvre les actions de coupes ou de travaux forestiers mais également les actions de planification forestière, d'accueil du public en forêt ou de protection des écosystèmes forestiers. Seules les forêts exclusivement soumises aux processus naturels, en raison notamment d'une accessibilité limitée, sont considérées comme non gérées, elles sont estimées à partir des surfaces des « autres forêts » définies par l'IGN qui représentent environ 5 % des forêts métropolitaines (Citepa, 2016b) Toutes les autres terres, y compris les terres nues, les roches, glaciers, friches, zones humides, sont de fait considérées comme « gérées ». Ce postulat est certes erroné si on applique une définition stricte de la gestion. Il s'agit donc là d'un choix par défaut qui peut être amené à être revu, mais de nouveau l'exigence de cohérence temporelle de la méthode vise à conserver ce type d'hypothèse d'une année à l'autre.

Les sous-catégories CITEPA

Les sous-catégories d'occupation du sol appliquées par le Citepa correspondent un choix national qui découle des données sources. Conformément aux bonnes pratiques, des sous-catégories nationales ont été définies, dépendantes des données sources. Elles reflètent la donnée source TerUti qui a des codes d'occupation très précis, comme la haie par exemple, alors que pour la plupart des systèmes de suivi, la haie est une composante d'une catégorie (par exemple « prairies bocagères »). Ici les sous-catégories sont définies par plusieurs critères, différemment selon les cas : critères morphologiques, agronomiques, fonctionnels.

Table 1.3. Nomenclatures de référence Giec et sous-catégories du Citepa

Code niveau 1	Catégorie Giec	Sous-catégorie Citepa	Code niveau 2
100	Forêts	Feuillus	111
		Conifères	112
		Mixte	113
		Peuplier	114
200	Prairies	Prairie en herbe	212
		bosquet	213
		Haies	214
		Végétation arbustive	215
300	Cultures	Cultures	312
		Vergers	313
		Vignes	314
400	Zones humides	Zones humides	400
500	Zones artificielles	Artificiel nu, bâti	511
		Artificiel en herbe	512
		Artificiel arboré	513
600	Autres terres	Autres terres	600

La prise en compte de l'utilisation et de l'occupation du sol

Le Citepa considère *l'utilisation du sol* comme une information prépondérante dans les données TerUti, en complément de *l'occupation*, et ce pour plusieurs raisons :

- interprétation du Citepa des lignes directrices du Giec qui parlent de « *land-use* » mais en ont acceptation très large
- volonté de respecter l'esprit de l'inventaire qui vise les modifications anthropiques, non pas le couvert biophysique mais les usages par la société de ces surfaces ; ce qui est justifié aussi par catégorie « artificiel » qui recoupe des surfaces en herbe ou boisées mais à « usage » résidentiel ou récréatif par exemple.
- possibilité offerte par TerUti d'avoir des couples occupation-utilisation, ce qui permet *a priori* de conserver précision et complexité du territoire (par exemple quand l'occupation change mais l'usage est stable, et vice versa).

Nous proposerons, à la fin de l'état de l'art, de rediscuter chacun de ces trois arguments et de proposer, à chaque fois, une conclusion inverse en conservant cette même volonté de précision et de pertinence.

1.5.3 Traitements correctifs actuels de TerUti

Pourquoi corriger les données TerUti ?

Conformément aux bonnes pratiques, les méthodes utilisées pour la représentation des superficies terrestres doivent rapporter une évolution cohérente dans le temps et précise dans l'espace, depuis plus de 20ans (GIEC, 2003a). Les données TerUti, bien qu'elles répondent *a priori* aux exigences du GIEC, nécessitent, de fait, d'être corrigées afin de rapporter des dynamiques cohérentes et d'être intégrées à l'inventaire UTCATF.

Les données TerUti n'ont pas été conçues et mises en forme pour répondre au format des inventaires. TerUti a pour but de suivre les surfaces via une nomenclature marquée par des différences subtiles de gestion, là où l'inventaire vise à suivre les conversions d'occupation du sol entrainant des flux liés aux réservoirs de carbone. Actuellement, aucune source française de données statistiques sur l'occupation des terres n'a été spécifiquement conçue pour mesurer les flux de carbone anthropiques, donc ce problème se poserait aussi pour d'autres sources. Des données plus précises, notamment sur la biomasse et l'évolution des stocks de carbone dans les sols avec les changements d'affectation des terres, sont nécessaires pour mieux estimer ces flux. Mais c'est surtout la nomenclature des différentes utilisations des terres qui n'est pas directement adéquate avec l'estimation de ces flux. Le nécessaire travail de mise en correspondance des données source avec la nomenclature finale du GIEC amène d'une part une perte de précision dans un sens (on rassemble des classes d'occupation qui pouvaient être très détaillées) sans en gagner dans l'autre (les taux de carbone sont estimés pour des grandes catégories très générales et en négligeant les différences entre grandes régions bioclimatiques).

Les données brutes TerUti posent des problèmes d'ordre conceptuel, méthodologique, temporel (discontinuités, seuils) et spatial (échelle). La principale source de difficulté est due à l'existence de trois séries statistiques, construites avec des méthodes relativement différentes, empêchant tout suivi cohérent dans le temps des dynamiques du territoire. La modification de la nomenclature et du plan d'échantillonnage a créé des ruptures méthodologiques trop importantes (voir chap. 4). Certaines années ne sont pas enquêtées, ou ne le sont que partiellement. La cohérence générale étant nécessaire pour l'inventaire UTCATF, des traitements sont nécessaires et sont explicités ici. Ces données sources sont corrigées pour conserver une cohérence temporelle. Les inventaires de la France présentent, comme demandé, des matrices d'évolution des terres depuis 1990, avec un pas de temps de 20 ans. Les données fournies présentent donc une cohérence temporelle, c'est-à-dire une continuité des informations – sans donnée manquante affichée. Nous savons cependant que les données sources présentent trois facteurs d'incohérence temporelle : des années non enquêtées, ou partiellement ; des données bien au-dessus des tendances ; et des changements dans les nomenclatures entraînant des décrochements. Ces trois facteurs empêchent tout suivi des évolutions directement à partir des données brutes. La cohérence rapportée est donc une cohérence reconstruite *a posteriori*.

Ainsi, il n'y a pas « une » enquête TerUti cohérente mais des enquêtes différentes. Ces séries sont généralement considérées à part et les publications relatives à TerUti les séparent toujours en dressant le constat de leur incompatibilité (Agreste, 1993 ; 2004 ; 2009 ; 2014). Le CITEPA doit mettre bout à bout des séries qui n'ont pas été construites de la même façon. Il y a souvent méprise par les utilisateurs des données CITEPA car ils ne retrouvent pas exactement les mêmes tendances en terme de surfaces de changement. Les matrices recrées par le CITEPA sont une nouvelle donnée, basée sur TerUti mais qui en corrige les tendances pour en forcer la cohérence.

De plus, même au sein d'une série cohérente, la question de la plausibilité des flux bruts estimés est aussi posée. En effet, même prise séparément, chaque série présente des artefacts et des incertitudes qui interrogent la pertinence des changements annuels bruts estimés.

Comment sont corrigées les données TerUti ?

Ces considérations ont amené le CITEPA, progressivement, à mettre en place une série de corrections de plus en plus fines et complexes, à portée très générale ou très fine, et qui rend les résultats de l'inventaire UTCATF particulièrement difficiles à appréhender car les dynamiques qui y sont renseignées in fine ne correspondent plus exactement aux dynamiques brutes de TerUti. Ces corrections visent à améliorer la cohérence des données brutes à plusieurs égards :

- cohérence des dynamiques une fois les séries mises bout-à-bout,
- cohérence des taux de changements annuels,
- cohérence de certaines évolutions et de certaines conversions.

L'ensemble des traitements correctifs est présenté en annexe 2. Ces traitements sont réalisés sous Access et entrainent la création d'une donnée parallèle à TerUti, faite de séries « redressées » et « corrigées », ne présentant plus de ruptures méthodologiques inacceptables au regard des guides méthodologiques du GIEC et des différents processus internationaux de revue de la qualité des inventaires nationaux.

1.5.4 Résultats et incertitude finale

Résultat de l'inventaire UTCATF français

Les émissions totales de GES en France ont globalement diminué entre la dernière année inventoriée (2013) et l'année de référence (1990). Entre ces deux années, les émissions de GES en France hors UTCATF ont baissé de 10% mais ont baissé de 13% en intégrant l'UTCATF (tableau 1.4). Ces données sont disponibles directement dans les tables officielles soumises à la CCNUCC (tables dites « CRF » sur le portail de la CCNUCC relatif aux inventaires nationaux[1]). Le secteur UTCATF n'est donc pas entièrement responsable de cette dynamique car les émissions hors UTCATF ont aussi baissé, pour des raisons diverses (désindustrialisation, crise économique, évolution des réglementations industrielles, consommation d'énergie, etc.).

[1] Inventaires disponibles pour chaque Partie à l'Annexe I de la CNUCC à l'adresse suivante (ici soumissions de 2016) : http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/9492.php

Tableau 1.4. Résultats synthétisés de l'inventaire national français.

Secteur/périmètre	1990 (kt CO_2e)	2013(kt CO_2e)	évolution
Emissions totales hors UTCATF	**552 463**	**496 761**	**- 10%**
UTCATF total	**-37 524**	**-46 566**	**+ 24%**
Dont forêt	*-40 785*	*-65 596*	*+ 61%*
Dont cultures	*13 481*	*20 961*	*+ 55%*
Dont prairies	*-8 649*	*-11 040*	*+ 28%*
Dont zones humides	*-924*	*-2 185*	*+137%*
Dont terres artificielles	*7 163*	*12 619*	*+ 76%*
Dont autres terres	*0*	*0*	*-*
Dont produits bois	*-7 810*	*-1 653*	*- 79%*
Emissions totales avec UTCATF	**514 939**	**450 194**	**- 13%**

Valeurs issues de l'inventaire et des tables officielles de notification, édition 2015. Les évolutions sont calculées par le CITEPA sur la base des valeurs absolues. L'artificialisation et l'intensification agricole sont donc largement compensés par l'augmentation du stockage forestier. La totalité du secteur UTCATF représente un puits net, surtout marqué par la contribution de la forêt. On constate que le puits est en hausse de 24% entre 1990 (année de référence pour la CCNUCC) et 2013, cette hausse étant principalement due à la hausse du puits des forêts. En termes d'évolutions relatives, on observe de fortes évolutions : +55% pour les émissions liées aux cultures et surtout +137% du puits lié aux zones humides, qui représentent cependant de faibles superficies.

Néanmoins, si l'on observe d'autres années, il peut apparaitre que la prise en compte ou non du secteur UTCATF joue un rôle stratégique. Ainsi, entre 1990 et 2005, les émissions hors UTCATF ont augmenté de 1,3 % alors que sur la même période les émissions incluant l'UTCATF ont baissé de 0,8 %. Mais à l'inverse, le secteur UTCATF ne représente pas systématiquement un avantage : entre 1990 et 1995, les émissions hors UTCATF ont baissé de 0,15 % alors que les émissions ont augmenté de 0,08 % en incluant l'UTCATF. Même si ces différences sont minimes, l'impact stratégique de déclarer une baisse des émissions plutôt qu'une hausse est fort.

Calcul de l'incertitude de l'inventaire UTCATF

L'estimation de l'incertitude du secteur UTCATF de l'inventaire était relativement simplifiée (niveau de précision '*tier-1*') jusqu'en 2015. Selon cette approche, l'incertitude sur les émissions totales hors UTCATF combinées représente, pour 2013, 10.2% de la valeur inventoriée mais seulement 2,6 % sur l'évolution entre l'année de référence et l'année inventoriée. En effet, à méthode constante, l'incertitude est plus aisément maitrisable entre deux années. En prenant en compte l'UTCATF, l'incertitude sur l'année inventoriée est de 12,9%, et de 3,2% sur l'évolution.

En 2016, une estimation plus fine de l'incertitude (niveau '*tier-2*') a été réalisée selon une approche de type Monte-Carlo[1], en estimant les incertitudes intervenants à plusieurs niveaux de calculs. Avec cette approche, l'incertitude globale pour le secteur UTCATF y est ramenée à 30% (Citepa, 2016c).

Ces niveaux d'incertitude sont importants. L'objectif principal de l'inventaire est de respecter les principes et règles méthodologiques en vigueur, et de ne pas systématiquement sous-évaluer ou

[1] Approche visant à estimer l »incertitude finale via un modèle de propagation des incertitudes sources.

surévaluer les valeurs. Ce sont surtout l'évolution de ces incertitudes, même très fortes, qui sont observées et analysées dans le cadre de l'inventaire et de son amélioration.

L'incertitude globale reste difficile à mesurer. Ces résultats ne prennent pas en compte tous les facteurs d'incertitudes, en particulier les facteurs extérieurs aux simples incertitudes statistiques tels que d'éventuels biais plus complexes dans les données sources. Ce sont justement ces éléments complexes d'incertitude dont il est question dans cette thèse.

Conclusion du 1.5

L'inventaire actuel est un exercice technique qui répond aux exigences internationales et qui s'adapte aux données et aux moyens disponibles. La réduction des incertitudes sur ce secteur soulève des enjeux de plus en plus importants à mesure que le recours aux puits de carbone se développe dans les stratégies de lutte contre les changements climatiques. La volonté de fournir un inventaire cohérent dans le temps rend difficile la refonte méthodologique sans justification solide.

Plusieurs aspects de la méthode de l'inventaire UTCATF sont sujet à amélioration. Notre travail sur les données sources pour estimer les surfaces de changements d'occupation du sol s'inscrit donc plus largement dans le travail d'amélioration méthodologique du secteur UTCATF en général.

1.6 Contribution de la thèse : lien entre les contextes scientifiques et institutionnels

1.6.1 Ce que cette remise en contexte permet

Des modes de représentation et de conceptualisation à expliciter

Pourquoi recontextualiser ?

La mise en contexte qui fait l'objet du chapitre 1 a permis d'expliciter les modes de représentation et les pratiques de l'inventaire UTCATF qui influencent la façon de considérer l'occupation du sol et les changements d'occupation du sol. En cela, l'inventaire UTCATF relève d'une approche politique et stratégique qui n'est pas neutre – or, cet exercice est marqué par un idéal d'objectivité, puisqu'il est le moyen d'objectiver les débats et les négociations internationales sur une base censée être indiscutable. Dès lors, il était nécessaire de montrer les angles morts, les limites et les partis-pris ainsi que les systèmes de représentations du secteur UTCATF. Ces représentations empruntent à plusieurs strates contextuelles que nous avons explicitées : la mise en place de statistiques officielles de suivi de l'occupation du sol ; la législation sur l'obligation de suivi de l'urbanisation ; les programmes de recherche et les objectifs sur la contribution des sols, de l'agriculture et de la forêt à l'atténuation du changement climatique et enfin les règles et normes de comptabilisation des surfaces pour les inventaires de flux de GES. Ce dans ce dernier contexte que la question initiale de cette thèse a été formulée. Cependant, élargir ce contexte aux autres contextes institutionnels permet de renouveler l'approche et d'inscrire l'exercice relativement récent de l'inventaire dans une tradition plus ancienne de suivi stratégique de l'évolution du territoire.

Il convient maintenant d'élargir cette remise en contexte à l'état de l'art académique. Les travaux scientifiques ajoutent leur dimension de complexité et de richesse d'analyse s'appuyant sur leurs outils, approches et méthodes. Cela permettra de voir que les questions soulevées par cet exercice sont traitées à différents niveaux, de compiler, analyser, comparer et évaluer les données disponibles en ayant à l'esprit une grille de lecture critique. Ainsi, au-delà de la réflexion sur les données existantes et leur pertinence, il est nécessaire de rappeler que les critères d'évaluation de ces données, les règles qui ont permis de les construire, et les outils qui permettent de les analyser sont issus de contextes précis, portés par des discours et des acteurs dont l'idéologie, la représentation du monde, les contraintes et les choix, individuels et collectifs, ont laissé leur marque. Les questionnements de cette thèse sur l'impact des modes de simplification du paysage réel et complexe par les systèmes de « mise en donnée » ont donc comme base de réflexion l'idée selon laquelle les découpages spatiaux, temporels et thématiques imposent une vision spécifique du territoire et de ses dynamiques et relèvent d'enjeux sociétaux, économiques et politiques. L'existence en amont de normes méthodologiques internationales sur les inventaires affecte la façon dont l'occupation du sol est considérée, mesurée et suivie. Ce système normé, précis et contraignant de comptabilisation et de déclaration a pour conséquence que l'on pense la problématique de l'occupation du sol selon des configurations et des catégories spécifiques.

Recontextualisation de l'UTCATF

Le corpus méthodologique, technique et politique généré au niveau international constitue le référentiel principal dans l'élaboration des inventaires des flux de GES liés à l'occupation du sol. Ce corpus est constitué des guides du GIEC, des rapports établis par différents organismes internationaux ou régionaux (par exemple le JRC en Europe), par des ONG, ainsi que les documents établis par les

équipes chargées de réaliser les inventaires. Or l'application de ce référentiel fait de l'inventaire un exercice technique et politique plus qu'un exercice scientifique. Un hiatus méthodologique existe entre, d'une part, l'inventaire qui est l'application de règles et de normes, et la tentative d'utiliser au mieux des données disponibles au niveau national qui n'avaient pas été prévues pour cela, et d'autre part l'état de l'art sur le suivi de l'occupation du sol et sur les flux de GES associés. Ce hiatus est notamment lié à un effet d'échelle entre l'échelon fin de des publications scientifiques et l'échelon national, sur 20 à 30 ans, de l'inventaire.

Ce corpus tend à entériner une confusion entre l'occupation et l'utilisation du sol. Cela provient avant tout des catégories-clés du GIEC, dont le caractère mixte et reconnu par le GIEC lui-même. Certes, les pays peuvent utiliser leurs propres nomenclatures mais ils doivent convertir leurs données dans ce système dans les formats de notification. Or, la confusion entre occupation et utilisation est prégnante dans ce corpus : il faut suivre les compartiments de carbone (donc occupation biophysique), utiliser notamment des données spatiales (qui détectent l'occupation du sol) mais suivre uniquement les actions anthropiques (donc selon une logique d'utilisation du sol) et rassembler au sein de catégories d'utilisation des occupations différentes (par exemple inclure bâtiments, routes, parcs et jardins dans la catégorie « artificiel »). Cette confusion se reporte dès lors aussi au niveau national dans la sélection et l'interprétation des données sources de l'inventaire renseignant sur l'évolution de l'occupation et/ou de l'utilisation du sol. Nous verrons dans le chapitre 3 les enjeux méthodologiques soulevés par cette confusion dans ce suivi.

Les règles méthodologiques relatives à l'inventaire UTCATF traitent des modes de représentation de l'espace et des mesures des surfaces sous un angle technique, avec une volonté de précision. Elles emploient un vocabulaire spécifique pour désigner des objets traités aussi par la science : les données dites « *wall-to-wall* » désignent les données vectorielles, et par cette formulation elles se coupent d'un important état de l'art relatif à la classification, à la définition de ces frontières (« *wall* »), comme si cette approche allait de soi et que l'on pouvait avoir une représentation claire, univoque et cohérente de l'occupation du sol. En ce sens, le corpus méthodologique des inventaires UTCATF confond espace nominal et espace réel (voir chapitre 3). Il en va de même pour le vocabulaire relatif à la forêt, où le triptyque technicien « afforestation/reforestation/déforestation » relatif à une année de référence arbitraire, n'a de sens que dans le contexte des inventaires UTCATF. Le mot « afforestation », par exemple, peut s'appliquer à des dynamiques diverses et hétérogènes du point de vue carbone d'une part et du point de vue du bilan environnemental d'autre part.

Enfin, la réalisation de la quantification des surfaces de changements d'occupation des sols uniquement à des fins de comptabilisation carbone entraîne une vision 'mathématique' de l'environnement et des paysages avec des objectifs politiques qui s'expriment souvent avec une logique de bilan net (par exemple « zéro déforestation nette », « zéro artificialisation nette »), en cohérence avec les objectifs ciblant à l'origine les émissions de gaz à effet de serre directement liées aux activités humaines. Or, pour les flux liés à l'occupation du sol, l'approche 'nette' est purement théorique : deux flux bruts importants (par exemple un déboisement et une plantation ayant lieu dans un même territoire dans des proportions de surface identiques) ne constituent pas un évènement « neutre » à de multiples points de vues environnementaux. Les inventaires UTCATF prennent bien en compte ces deux flux bruts mais le cadre général des politiques de comptabilité carbone gomme cette complexité et exprime des stratégies fondées sur une vision simpliste des dynamiques, en considérant généralement qu'un flux peut directement en compenser un autre, et en agissant sur un objet géographique comme s'il s'agissait d'une variable indépendante des autres données écologiques, politiques et sociétales. Il est donc nécessaire de replacer ces considérations sur l'occupation du sol dans la littérature scientifique traitant des complexités de ces dynamiques et de la difficulté de quantifier et de stratifier l'espace.

Régimes d'expertise et statuts des acteurs

Ce contexte est caractérisé par le statut des acteurs concernés : le terme générique d'*institutionnels* regroupe à la fois : des gouvernements, des équipes techniques rattachés aux ministères, aux Directions Générales de la Commission européennes, à la CCNUCC ; des organismes parapublics et publics (comme l'ADEME, Eurostat, le JRC), des organismes privés ayant mission publique (comme le CITEPA), des organismes institutionnels scientifiques (comme le GIEC)… En somme, ce premier contexte rassemble un ensemble disparate d'acteurs qui tous traitent directement de la question du suivi de l'occupation du sol aux fins de suivi des flux de GES ; soit en décidant la mise en œuvre de décisions politiques sur l'évolution de cette occupation du sol, soit via les projets de production de données, soit par la production de rapports, avis, études publiques ou confidentielles et autres documents officiels qui du point de vue scientifique sont secondaires (littérature dite « grise »), mais sont une information primaire pour ces acteurs eux-mêmes et qui servent directement à l'établissement d'indicateurs, d'estimations, dont font partie les inventaires. De plus, ces acteurs rassemblent aussi des membres de la recherche ou bien font appel à l'expertise académique : la frontière n'est pas toujours nette entre le contexte institutionnel et académique. C'est parce qu'il est primordial pour notre sujet et parce qu'il revêt des préoccupations propres que ce chapitre s'est attaché à développer d'abord le contexte institutionnel et sa littérature grise, qui revêt une place très importante pour notre sujet, avant, dans une seconde partie, de s'attacher au contexte académique par un état de l'art.

L'expérience de l'INRA est intéressante : confrontée à « *une véritable explosion de la demande d'expertise scientifique* » elle a mis en place « *une procédure institutionnelle d'expertise collective* » (Arrouays et al. 2002) à l'instar d'autres organismes. Cette demande d'expertise s'inscrit dans une technicité croissante des enjeux contemporains, en particulier pour les questions environnementales, et par l'importance de la science et des technologies dans les différents aspects de la vie politique. Il y a un besoin exprimé par les pouvoirs publics de rendre opérants les résultats de recherche, c'est-à-dire de rendre compatible la démarche scientifique et les objectifs politiques et stratégiques. L'expertise répond au besoin d'objectiver les débats avec des indicateurs, notamment spatialisés (Balestrat, 2011). Cela nécessite le partage d'un vocabulaire commun et l'accord sur les hypothèses de départ. Pour l'UTCATF, le vocabulaire (jargon issus des négociations internationales, des guides du GIEC) et les hypothèses (mode de comptabilisation des flux dans des matrices simplifiées, année de référence, temporalité…) sont encore peu partagés et l'espace commun science-politique à ce sujet n'est pas encore bien construit, particulièrement en France où le contexte UTCATF est peu investi par la recherche.

Une charte nationale de l'expertise scientifique et technique a été rédigée en 2010 suite aux recommandations du Comité opérationnel « Recherche » du Grenelle de l'environnement, afin d'harmoniser les pratiques des organismes de recherche publics, en particulier dans le domaine de l'environnement (Tufféry, 2010). Comme l'INRA, un ensemble d'organismes à la frontière entre science et politique (IRSTEA, ADEME, CEREMA, IGN, CITEPA, etc.) sont confrontés à une exigence d'expertise et à des commandes des pouvoirs publics de réaliser des exercices aux règles prédéfinies et s'inscrivant dans un contexte où l'environnement est catégorisé en différents enjeux. Pour le carbone, le présupposé est que les territoires 'rendent un service', 'compensent des émissions', 'participent à l'atténuation' et participent d'un système où les processus biophysiques et biogéochimiques sont simplifiés et analysés comme 'co-bénéfices'. Cette dimension entre science et politique a suscité de nombreux travaux, en particulier sur le rôle de l'expertise scientifique à destination des politiques (Roqueplo, 1997 ; Granjou, 2003). Dès lors, notre travail constitue à la fois

un travail d'expertise en répondant à une demande inscrite dans un contexte dont il faut mobiliser les concepts et les présupposés, mais aussi un travail de recherche en apportant une démarche critique sur ces concepts et sur les méthodes employées, et en ouvrant le champ de l'analyse à des travaux académiques pertinents tout en outrepassant ce contexte initial.

1.6.2 De la question initiale à la problématique

Remise en contexte de la question initiale

Une commande

Cette thèse répond en premier lieu à une *commande* : passer d'une approche statistique (utilisation d'une base avec ses limites) à une approche modèle (utiliser plusieurs sources, des facteurs), dans un contexte d'amélioration méthodologique et d'ouverture de l'exercice de l'inventaire sur des outils et des concepts issus de la recherche. Répondre à la commande initiale consiste à :

- choisir la meilleure méthode disponible pour suivre les changements de la façon qui reflète le plus la réalité,

- expertiser la méthode actuelle de façon à savoir si les changements estimés actuellement dans l'inventaire (via TerUti) sont surestimés ou sous-estimés,

- proposer de suivre les changements de façon spatialisée, de façon à permettre des projections, via une compréhension des facteurs à l'origine des dynamiques de l'occupation du sol donc une approche par la modélisation permettant un suivi « plus juste » et « plus précis »,

Traduction de la commande en une question de recherche

Cette commande a ensuite été traduite en question précise dont on a explicité le contexte particulier et qui est formulée par des acteurs qui ont été définis dans ce chapitre. Cette question peut être résumée ainsi : *comment améliorer la précision et le caractère prédictif de l'inventaire UTCATF français en expertisant les sources de données, actuelles ou potentielles, permettant de suivre les changements d'occupation du sol à l'échelle de la France ?* De manière plus simple, la question initiale peut aussi se formuler ainsi : *quelles sont les données sur les changements d'occupation du sol les plus fiables ? Comment comprendre la réalité de ces changements pour les modéliser et proposer une donnée de référence à l'échelle nationale ?*

Traduction de la question en problématique de recherche

Enfin, cette question a été remise en contexte afin de donner lieu à une problématique de recherche. Ce travail de problématisation a nécessité de remettre en perspective le présupposé selon lequel il existerait des données *absolument* meilleures les unes que les autres, proches de la « vérité », pour proposer plutôt d'utiliser les termes de qualité et de pertinence, avec des critères multiples d'évaluation. Cela a aussi nécessité de questionner le caractère absolu des valeurs de changements d'occupation du sol, en proposant plutôt une approche relative où la pertinence des estimations est jugée relativement à la comptabilisation des flux de carbone et de GES en général. Faut-il que l'inventaire utilise forcément des valeurs de changements cohérentes avec d'autres valeurs/ d'autres approches ? L'approche carbone justifie-t-elle d'avoir une approche particulière quant à la détection des changements ?

La recherche d'une 'estimation la plus juste et la plus proche de la vérité', doit laisser place à la recherche d'une estimation la plus pertinente au regard de la comptabilisation carbone. L'évaluation des données et des méthodes doit passer au crible de critères qui découlent de cet enjeu, de ces

spécifications techniques et des exigences institutionnelles. Ainsi, la problématique générale de recherche qui découle de cette reformulation est la suivante : « comment l'approche comptable des flux de carbone nous amène-t-elle à reconsidérer la mesure du territoire ? » reconsidérer la mesure du territoire signifie : évaluer la pertinence des dispositifs de 'mise en donnée' sur les changements d'occupation du sol et nécessite de savoir à quelle aune calibrer ce suivi.

Déclinaison de la problématique

Nous proposons ici de repartir d'un terme clé de cette problématique, « mesure », pour décliner les différentes dimensions et implications du sujet, à travers le tableau ci-dessous. Les différents aspects du problème de la mesure sont compris dans les différents sens de ce mot. La mesure est définie généralement par la « définition d'une grandeur » : c'est l'objectif principal de la thèse. Je propose de jouer sur la polysémie du mot « mesure » pour lister les différents enjeux soulevés par la problématique : la mesure comme *projet politique* ; comme *acte d'observation* ; comme *unité de référence* ou étalon ; comme *résultat*, donnée ; comme *modération*, précaution ; et enfin comme *rythme*, cadence. Plusieurs questions particulières se posent selon que l'on considère les différents aspects (les différents sens) du problème de la mesure (en ligne) et selon que l'on considère les différents angles d'analyse avec lesquels les traiter (en colonne).

Tableau 1.5. Ventilation des termes de la problématique : de multiples angles possibles

Sens du mot mesure	**Problématique générale associée**	**Dimension spatiale**	**Dimension technique**	**Dimension thématique**	**Dimension temporelle**
Projet politique	Comment la dimension stratégique de l'UTCATF influence-t-elle la façon de considérer le suivi des terres ?	Le paysage réel correspond-il à un découpage clair entre catégories bien délimitées ?	Les règles et principes de comptabilisation de l'UTCATF permettent-elles un suivi cohérent du territoire ?	L'attention politique portée sur la forêt et les puits en général entraîne-t-elle un biais dans le suivi des terres ?	Sur quel pas de temps se situe l'action politique en matière d'occupation du sol pour le climat ?
Acte d'observation	Comment évaluer la pertinence des données à partir de l'analyse de leurs dispositifs d'observation ?	Comment la résolution spatiale influence-t-elle le suivi de l'occupation du sol et des changements ?	Comment la mise en donnée transforme le paysage en une mosaïque de surfaces ?	En quoi la nomenclature influence-t-elle le suivi de l'occupation du sol et des changements ?	Les différences de fréquence d'observation augmentent-elles les chances d'enregistrer des changements ?
Unité de référence, norme, étalon	A quelle aune calibrer le suivi des changements d'occupation du sol pour l'inventaire UTCATF ?	Quel est l'élément de base à suivre : les parcelles, les éléments paysagers, les stocks de carbone ?	Comment comparer des données sources ayant différentes unités de référence ?	Les grandes catégories du GIEC reflètent-elles la complexité de l'occupation du sol ?	Le pas de temps annuel est-il le plus pertinent pour suivre des changements lents, sur plusieurs étapes ?
Résultat, donnée	Comment évaluer des données hétérogènes et *a priori* incomparables ?	Comment traduire en surfaces des données portant sur des objets ?	Comment évaluer la qualité et comparer des données construites différemment ?	Comment utiliser des données pour suivre des flux de carbone alors qu'elles n'ont pas été construites pour cela ?	Comment s'assurer que l'on peut déduire des changements à partir d'états successifs ?
Modération, précaution	A quelle aune fonder une posture critique d'évaluation de la pertinence des données ?	Quel est le niveau d'incertitude sur la forme et l'emplacement des catégories ?	Les indicateurs classiques de la qualité des données sont-ils suffisants pour évaluer leur pertinence ?	Comment dépasser la simple traduction une-à-une des classes d'origine aux classes GIEC ?	Combien de temps faut-il avant de confirmer la pérennité un changement ?
Rythme, cadence	Comment comprendre les dynamiques des changements en termes d'instabilité, de cyclicité, de cinétique ?	A partir de quel moment considérer la variation d'une forme comme un changement ?	Quel est la temporalité pertinente pour suivre les changements, bruts ou nets ?	Faut-il suivre les dynamiques internes aux grandes classes d'occupation ?	Comment évaluer la pertinence des changements estimés à partir de leurs caractéristiques temporelles ?

Ce tableau permet de présenter 30 sous-problématiques que pose le sujet de cette thèse. Ces questions ont en commun de poser, sous différents angles, le problème du lien entre le mode de généralisation (technique, mise en donnée, politique…) et la complexité des phénomènes réels et de leurs dimensions.

Cette ventilation des dimensions de la problématique et des approches pour y répondre permet d'illustrer la richesse et la complexité du sujet. Compte tenu de cette richesse, la thèse traitera la problématique sous plusieurs angles : exploration de pistes de compréhension des données et de leurs limites, via différents protocoles expérimentaux, exploration de l'historique des données, des connaissances éparses et exploration de l'implication des contextes techniques, politiques et stratégiques en termes de construction de données et de pertinence de l'information.

Il n'est pas possible de répondre, dans le cadre de cette thèse, à l'ensemble de ces problématiques. Ainsi, l'angle politique ne sera pas traité au-delà de ce qui en a été dit dans ce premier chapitre. L'acte d'observation et l'unité de référence seront les angles les plus traités en profondeur, en particulier dans les chapitres 3 à 6. La priorité sera portée sur l'analyse critique des référentiels techniques et méthodologiques utilisées dans les inventaires UTCATF pour suivre l'occupation du sol, mais les sous-problématiques présentées dans le tableau 1.5 sont toutes évoquées au cours de la thèse.

Objectifs

Lier deux contextes

L'objectif de la thèse : faire le lien entre les deux contextes (contexte institutionnel initial, type ingénieur et contexte scientifique plus large, type chercheur ; entre deux temporalités de recherches de solution aussi) ; pour trouver solution qui emprunte aux outils/concepts disponibles tout en étant dans résultats estimation « à tout prix ».

Cette prise de recul permet aussi de questionner les partis-pris initiaux. Il est nécessaire d'être très attentif lorsque l'on utilise des concepts utilisés tantôt dans le champ politique et tantôt dans le champ scientifique. Cela peut entraîner des surinterprétations et aboutir à des conclusions faussées, telle que l'idée d'une « compensation » directe des émissions anthropiques de GES par le secteur UTCATF, alors qu'il s'agit de flux bien distincts aux temporalités différentes (Mackey et al 2013).

Evaluer la pertinence des méthodes et des données

Au lieu de simplement évaluer la pertinence des données disponibles au regard de la méthode actuelle de l'inventaire UTCATF déployée par le CITEPA, nous replaçons cet exercice dans un contexte méthodologique plus large qui est celui du suivi du territoire, de la détection des changements et du suivi environnemental.

Proposer une nouvelle approche méthodologique

L'objectif est de réestimer les changements d'occupation des terres en mobilisant des outils issus du monde académique et en particulier de la géographie quantitative, afin de permettre aux inventaires de bénéficier d'une expertise sur les données sources et de pouvoir réduire les incertitudes. Cet objectif est avant tout méthodologique : il vise la déconstruction de la méthode actuelle et la reconstruction d'une méthode reproductible, compatible avec cadres très normés.

Plan de la thèse

Dans cette première partie nous avons développé les enjeux associés à la problématique, via une analyse du cadre institutionnel. En deuxième partie, nous proposons une remise en contexte scientifique plus large : il s'agit d'élargir le champ de réflexion de cette problématique afin de la reformuler avec un nouveau bagage conceptuel. Après cet état de l'Art, des hypothèses seront formulées, puis mèneront à des analyses (chap. 4, 5 et 6) et aux recommandations (chap. 7). L'ensemble de cette thèse peut aussi être lu comme la déclinaison des différentes étapes nécessaires l'évaluation de la pertinence des méthodes et des données d'occupation du sol au regard de l'inventaire UTCATF. En effet, cette évaluation :

- a pour critère les exigences de l'inventaire, exigences bien comprises et questionnées (chap.1 et 2)
- a pour critère l'adéquation au suivi des flux de carbone et minimise les incertitudes associées au calcul des ces flux (chap. 2)
- fait appel à des outils, des savoir-faire et des concepts identifiés dans l'état de l'art (chap. 3)
- s'appuie sur une analyse critique des conditions de construction des données (chap. 4)
- s'appuie sur l'adéquation entre les dynamiques estimées et les dynamiques générales du territoire et du paysages, telles qu'identifiées par ailleurs dans la littérature (chap. 5).
- fait appel à des analyses expérimentales nouvelles pour approfondir l'étude des faux positifs et des faux négatifs dans la détection des changements par différents types de données (chap. 6, 7)

Ainsi on cherche successivement quel est l'étalon pertinent pour évaluer la pertinence, quelle est la référence qui peut tenir lieu de « vérité » de substitution : le terrain, le qualitatif, les compartiments de carbone, des seuils quantitatifs spatiaux, des catégories thématiques, des seuils temporels ? Ainsi le plan cherche différentes façon de répondre à la problématique : à quelle aune calibrer le suivi ?

1.6.3 Démarche méthodologique retenue

Trame initiale

Pour répondre à la commande initiale, la démarche préalablement définie était constituée des étapes suivantes :

- compilation des données disponibles et pertinentes pour suivre les changements d'occupation du sol pour le secteur UTCATF

- comparaison des données sur les dynamiques

- compréhension des dynamiques réelles du territoire par l'analyse des facteurs d'évolution

- évaluation des données au regard de leur capacité à suivre ces dynamiques réelles

- choisir la donnée la plus pertinente ou agréger des données ou modéliser les dynamiques

Démarche redéfinie après la problématisation

Une fois cette que la question initiale a été traduite en problématique de recherche, la démarche initiale a été enrichie de nouvelles étapes (en gras) pour prendre la forme suivante :

- contextualiser ;

- état de l'art sur comparaison, sur l'évaluation des méthodes ;

- état de l'art sur la compréhension des dynamiques réelles du territoire par l'analyse des facteurs d'évolution + approche paysage ;

- hypothèses ;

- compilation des données disponibles et pertinentes pour suivre les changements d'occupation du sol pour le secteur UTCATF ;

- harmoniser ;

- comparaison des données sur les dynamiques ;

- analyser ;

- faire des expériences sur les méthodes et les données pour tester nos hypothèses ;

- construire un cadre d'intégration de données hétérogènes utilisables par le Citepa ;

- choisir, agréger ou modéliser les changements d'occupation selon ces résultats.

Conclusion du 1.6

Cette thèse vise à apporter un angle d'analyse inédit de la pertinence des inventaires en faisant le lien entre la littérature sur l'occupation du sol et le cadre de la comptabilisation normée des flux de GES.

Conclusion du chapitre 1

Ce chapitre a mis en avant que le secteur UTCATF des inventaires d'émissions de GES est marqué par des enjeux politiques forts qui ont émergé récemment. Cependant, ces enjeux recyclent les principes classiques du contrôle territorial à travers d'indicateurs environnementaux simplifiés et des catégorisations parfois arbitraires. L'ensemble des principes et des règles que nous devons respecter dans l'inventaire ne sont pas des principes absolus mais des choix, parfois hérités depuis longtemps, des modalités issues de négociations, et des conceptions politiques. Un regard critique sur ces choix est nécessaire afin de remettre en question les présupposés, les concepts clés, les enjeux du sujet afin de générer de nouvelles hypothèses. Ce cadre normatif mêle les deux dimensions de la définition du sol : la dimension verticale (substrat, humus, litière, biomasse, autant de couches stockant du carbone) et la dimension horizontale (surface mesurable pouvant être le support d'activités). Ces deux acceptations du mot « sol » soulèvent chacune des difficultés propres, et les confusions qui en découlent nécessitent d'analyser précisément les enjeux méthodologiques. Ce premier chapitre permet ainsi d'orienter les analyses à venir : le sol dans sa dimension verticale sera traité dans le chapitre 2 et le sol dans sa dimension horizontale sera traité dans le chapitre 3. En particulier, le problème crucial de l'échelle, qui a été effleuré, sera un axe central des analyses présentées dans les parties suivantes.

PARTIE II
ÉTAT DE L'ART

Dans la partie Contexte, nous avons montré que les inventoristes ont leurs propres références (méthodes, vocabulaires, références scientifiques Giec…), mais que la question de l'estimation des changements d'occupation du sol pour les GES recoupe des travaux académiques bien plus larges. Dans la partie II, après avoir préalablement retracé l'état de l'art de l'amélioration des inventaires UTCATF, nous dressons l'état de l'art de la recherche académique sur : (i) l'analyse critique des méthodes de suivi de l'occupation des sols et l'estimation des changements ; (ii) l'évaluation des incertitudes liées à ces estimations et expliquant l'incomparabilité des différentes données ; et (iii) les travaux cherchant à dépasser ces difficultés.

Chapitre 2

Etat de l'art sur les inventaires des émissions de gaz à effet de serre dues à l'occupation des sols et aux changements d'occupation des sols

Cette première section s'attache à dresser l'état de l'art sur les travaux qui, spécifiquement, traitent des inventaires des flux de gaz à effet de serre liés aux changements d'occupation des terres. La partie Contexte a montré l'ensemble des normes et des cadres méthodologiques et conceptuels régissant la réalisation des inventaires d'émissions de gaz à effet de serre en général et de la partie « occupation des terres » en particulier.

Les différents types de travaux relatifs aux inventaires UTCATF portent sur :

- l'amélioration méthodologique, afin de mieux évaluer la pertinence, l'efficacité et la robustesse des techniques employées dans les inventaires pour quantifier les changements d'occupation du sol ;

- l'analyse des aspects politiques et stratégiques des modalités de comptabilisation des flux, et l'interprétation des résultats des inventaires, notamment en termes d'évolution du territoire, des politiques territoriales, ou de facteurs socio-économiques ;

- la quantification des taux de gaz à effet de serre, en particulier de carbone, dans la biomasse et dans le sol et leurs évolutions en fonction des changements d'occupation de ce sol

Ce chapitre traite successivement de ces trois axes de recherche.

Section 2.1

Le rôle de l'occupation du sol dans les flux de GES

L'essor important de travaux scientifiques sur l'effet de serre est lié à un contexte institutionnel et politique international, comme nous l'avons montré dans le chapitre 1. La multiplication des travaux, notamment dans le cadre de grands programmes de recherche internationaux comme les programmes 'LUCC' et Global land Project de l'IGBP & IHDP (Liu & Deng 2010 ; Moran 2003) ; a permis l'émergence d'un consensus sur le rôle central des flux de gaz à effet de serre liés aux changements d'occupation du sol dans les changements climatiques. Il n'y a cependant pas de consensus dans le détail sur le rôle exact que jouent les changements d'occupation des sols sur les flux de GES, car de nombreuses incertitudes subsistent sur les phénomènes en jeu et sur l'évaluation pertinente de leur ampleur réelle. Les travaux de synthèse du Giec, qui mobilisent un corpus académique de milliers de références, permettent de dresser régulièrement l'état de l'art sur la question de l'effet de serre, et du rôle de l'occupation des sols et des changements d'occupation des sols dans les flux de GES. Signe de l'actualité de ces questionnements, le Giec publiera un rapport spécial consacré aux flux de GES dans les écosystèmes terrestres d'ici 2018 (Giec, 2016).

2.1.2 Le lien entre les changements d'occupation du sol et les flux de gaz à effet de serre

Principes fondamentaux

Les gaz à effet de serre

L'effet de serre est un phénomène naturel qui se réfère au rôle que joue l'atmosphère terrestre sur le bilan thermique de la surface terrestre en provoquant une élévation de sa température. Les deux tiers de l'énergie en provenance du soleil sont absorbés par l'atmosphère, les sols et l'océan ; en retour, l'atmosphère et la surface terrestre émettent un rayonnement infrarouge qui est renvoyé en grande partie par l'atmosphère. Certains gaz composant l'atmosphère, appelés gaz à effet de serre (GES), en absorbant et réémettant ces rayonnements, sont à l'origine de cet effet (Giec, 2014). Il existe différents GES : la vapeur d'eau (H_2O) et le dioxyde de carbone, ou gaz carbonique (CO_2), sont les plus importants. Le méthane (CH_4), le protoxyde d'azote (N_2O) et l'ozone (O_3) sont les trois autres GES présents naturellement dans l'air. A ces gaz s'ajoutent les halocarbures ou hydrocarbures halogénés, substances émises artificiellement dans l'air par les activités anthropiques : hydrochlorofluorocarbures (HCFC), chlorofluorocarbures (CFC), tétrafluorométhane (CF_4), hexafluorure de soufre (SF_6). Ils ne contribuent pas tous également au forçage radiatif. Cette différentiel s'exprime en pouvoir de réchauffement global (PRG). Afin de pouvoir comparer les émissions de ces différents gaz entre eux, et pour les sommer, on les exprime généralement en équivalent CO_2 (CO_2e). Les études, modèles et inventaires dont il est question dans ce chapitre ont des périmètres qui varient : beaucoup de bases de données ne traitent que du CO_2.

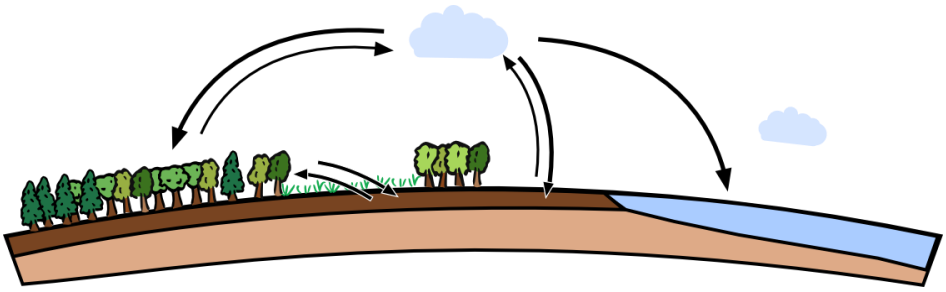
Lien entre gaz à effet de serre, climat et changement d'occupation des sols

L'augmentation des concentrations de GES dans l'atmosphère entraine un forçage radiatif, c'est-à-dire un déséquilibre du bilan énergétique terrestre : pour le Giec (2014), c'est le moteur principal du changement climatique. Ce forçage est dit positif lorsqu'il entraine un réchauffement des basses couches de l'atmosphère. Les forçages radiatifs peuvent être naturels (éruption volcanique, etc.)

ou anthropiques (émissions de GES par la combustion d'énergie fossile, etc.) (Giec, 2014). Dans la dynamique des flux de GES entre l'atmosphère, l'océan et la terre (système dit 'TAO'), le rôle de la biosphère terrestre est primordial : le sol et la biomasse interagissent avec l'atmosphère sur les cycles de l'eau, du carbone et de l'azote. Ils contribuent ainsi à la fois à l'émission de GES (forçage positif), notamment le CO_2, le CH_4, le N_2O et la vapeur d'eau (H_2O), et à leur absorption (forçage négatif), principalement pour le CO_2. L'absorption ou séquestration ou stockage du carbone se fait naturellement dans le sol et la biomasse, mais il peut aussi se faire artificiellement (procédés dits de piégeage ou captage et stockage du CO_2). Un milieu qui capte plus de carbone qu'il en émet est appelé *puits* de carbone, dont le *stock* peut être estimé. Ce captage est principalement du à la biomasse (voir plus bas). Un milieu ou une activité qui en émet ou déstocke est une *source*. Stockage et séquestration sont souvent confondus (Krna et Rapson, 2014), alors qu'on distingue *stricto sensu* le stockage (prélèvement de carbone atmosphérique sous forme organique) de la séquestration (bilan net de tous les flux directs et indirects, pour un agrosystème ou un écosystème donné) (Bernoux et al, 2005). C'est une autre distinction qui est faite dans le contexte de l'inventaire UTCATF : le terme de captage devrait être préféré à celui de stockage pour distinguer les flux de la capacité des réservoirs. Dans le cadre des inventaires, la comptabilisation des activités en tant que puits peut inclure à la fois des processus naturels qui ne limitent pas à la biomasse et la gestion des terres : par exemple, Pacala et al. (2001), pour la comptabilisation des puits aux Etats-Unis, prennent en compte : l'extinction des incendies, l'enfouissement des sédiments dans des réservoirs, alluvions et colluvions ; les pratiques agricoles ; les arbres (matière organique, les produits bois).

Sur la planète les différents stocks de carbone sont répartis entre l'atmosphère, la lithosphère, l'océan et la biomasse. Les échanges naturels entre ces réservoirs constituent le cycle du carbone.

Figure 2.1 Le principe du cycle naturel du carbone



Sans activité humaine, le cycle du carbone est constitué de flux de court et de long-terme naturels entre l'atmosphère, la biosphère, les sols, les sous-sols et l'océan. La majorité des flux concernent la respiration quotidienne des plantes et leur absorption nette. Le volcanisme constitue aussi une source importante qui n'est pas compensée directement par des flux inverses. Les activités humaines modifient le cycle naturel du carbone à la fois en modifiant les réservoirs (prélèvement du carbone des réservoirs fossiles, des réservoirs de la biomasse ; augmentation du réservoir atmosphérique) et les flux entre ces réservoirs (à la fois diminution et augmentation des surfaces pouvant stocker du carbone) (Giec, 2014).

Les activités humaines non seulement ajoutent un flux terre→air (émissions directes de gaz à effet de serre) mais aussi modifient les flux terre-air existant en modifiant la capacité du sol et de la biomasse à stocker du carbone et en relâchant dans l'air le carbone préalablement stocké dans ces réservoirs. A

cela il faut ajouter des flux terre↔océan, notamment lié au transport de sol et de biomasse par les cours d'eau, encore mal pris en compte et souvent ignorés dans la comptabilisation des flux liés à l'occupation du sol (Regnier et al. 2013 ; Butman et al. 2014).

Il est question de *gaz* à effet de serre car l'attention est portée sur les émissions dans l'atmosphère. Cependant, dans une perspective plus large incluant tous les réservoirs de la planète, en prenant en compte les flux liés au sol et à la biomasse, il est plutôt question de substances, de composés chimiques. Le carbone, sous forme de CO_2 en tant que GES, est la substance la plus présente dans les échanges terre↔atmosphère, résultant de la respiration et de l'activité chlorophyllienne des plantes ainsi que de l'activité d'organismes vivant dans le sol. Mais le sol et la biomasse participent aussi aux flux des autres gaz à effet de serre. Des légumineuses (et notamment certaines cultures intermédiaires dites 'pièges à nitrates') stockent de l'azote (et donc participent aux flux de dioxyde d'azote (N_2O)) car leurs racines sont en symbiose avec des micro-organismes qui eux absorbent le diazote atmosphérique (Jain et al, 2013, Wang et al, 2015). Certaines plantes participent aussi aux flux de méthane (CH_4), soit en raison du système de culture (rizières) soit parce qu'elles en émettent en raison de l'effet des rayonnements UV sur les cellules photosynthétiques (Sundqvist et al. 2012, Messenger et al, 2009), soit qu'elles en absorbent en raison de la présence de bactéries méthanotrophiques endophytiques (sur la sphaigne, les lichens) ou épiphytiques (certains sapins). Enfin, la biomasse participe aussi aux flux d'ozone car les stomates des végétaux absorbent aussi les substances polluantes, mais cela entraine la mort des cellules et le dépérissement de la plante (Smith, 1990).

L'occupation du sol[1] est une notion qui recoupe sols et biomasse (aérienne et souterraine). Les stocks de carbone dans les sols et la biomasse résultent d'un équilibre entre des gains (production primaire, apports de matières organiques au sol) et des pertes (respiration autotrophe et hétérotrophe, récoltes, érosion du sol, lessivage des matières organiques, …). Ces stocks ne sont pas inertes, à l'équilibre car (i) les facteurs affectant les gains et les pertes peuvent évoluer et (ii) la mise à l'équilibre est lente (quelques années à plusieurs décennies en fonction de la perturbation) (Arrouays et al, 2002). Le stock du carbone lié à l'occupation du sol se constitue et se préserve (il peut augmenter ou diminuer) en fonction des différents facteurs affectant les gains et les pertes : niveau de production primaire (fixation de carbone par la photosynthèse), enrichissement du sol (restitutions de matières organique : litière, déjections, etc.), niveau d'export (ex : récoltes, gestion des résidus de culture), gestion du sol (ex : labour ou non labour, couverts végétaux permanents), et changement d'occupation du sol (Pellerin et al, 2013). Le carbone organique varie donc au cours du temps par réallocation entre horizons. Cette variation temporelle et donc aussi verticale (Jobbagy et Jackson, 2000), ce qui souligne l'importance de la profondeur mesurée qui peut amener des estimations d'évolution de stocks différents pour un même changement d'occupation.

Rôle du sol

Le sol, interface entre lithosphère, atmosphère et biosphère, volume d'épaisseur variable marqué par des processus de pédogenèse, produit et support de la végétation, mais aussi ressource naturelle, est constitué d'une fraction organique et d'une fraction minérale. Le carbone organique constitue environ 50 à 58 % des matières organiques (Clavet et al, 2011). Les prélèvements de sol, sur un horizon de 0 à 30 cm en général (ce qui correspond à la profondeur labourée des sols agricoles) permettent de mesurer leur *teneur* en carbone organique (en g/kg), qui, multipliée par la masse de terre fine (liée à la structure, la densité et l'épaisseur du sol), donne le *stock* de carbone organique du sol. Le stock de carbone organique dans les sols résulte de l'équilibre entre des dynamiques de gains et de

[1] Nous reviendrons plus précisément dans le chapitre 3 sur cette notion d'occupation du sol

pertes : apports de matières organiques végétales au sol (gain par assimilation des débris végétaux de la litière), humification (stabilisation dans l'humus principalement et dans les composés inertes comme le charbon), immobilisation dans le sol et minéralisation (perte par transformations des matières organiques fraîches en matières minérales simples : CO_2, carbonates, mobilisables par l'eau et l'air). La stabilité du carbone (son temps de renouvellement ou de résidence) dans le sol dépend notamment des conditions climatiques (températures et précipitations) et des propriétés du sol et des matières organiques (Duchaufour, 1960). Le stock en carbone organique dit « natif » (présent sans interaction anthropique), correspond à un équilibre entre ces entrées et sorties de matières organiques, sans pour autant correspondre à la teneur maximale potentielle que les sols peuvent contenir (Six et al., 2002). Dans l'inventaire UTCATF français, le carbone organique du sol est pris en compte pour toutes les catégories (sauf pour les catégories *zones artificielles* et *autres terres* qui ne représente que très peu de surfaces en France, faute de données). Pour ce réservoir sol, c'est la méthode des variations de stocks qui est utilisée, en considérant une cinétique linéaire (en l'occurrence, sur 20 ans pour la valeur de transition par défaut du Giec). Ce réservoir est constitué du carbone organique dans la couche de 30 cm de profondeur des sols minéraux et organiques. A l'échelle mondiale, la variabilité spatiale des stocks de carbone dans le sol dépend de nombreux paramètres (Arrouays et al, 2014), de même que leur variabilité temporelle (Stockmann et al, 2015). Au sein d'une zone géographique restreinte comme la France, la distribution spatiale des stocks de carbone dans les sols est d'abord liée à des variables pluvio-climatiques (Meersmans et al, 2012), puis, au sein d'une même zone bioclimatique, l'occupation du sol est le facteur principal contrôlant la variabilité spatiale de ces stocks (Bell al. 2011 ; Meersmans et al, 2012). En troisième lieu, cette variabilité est due aux caractéristiques pédologiques, en particulier la texture (argileuse, limoneuse, sableuse) (Stockmann et al, 2013).

Les flux de carbone entre l'atmosphère et le sol sont liés à différents facteurs naturels (climat, type de sol, occupation biophysique du sol, apports de matière organique par la végétation et les animaux présents naturellement) et anthropiques (travail du sol, occupation du sol et changements d'occupation du sol, type de culture, apports de matières organiques par l'élevage ou par épandage, etc.). Le captage de carbone dans les sols est limité par la disponibilité en nutriments (Kirkby al 2014, de Vries 2014 ; Richardson al 2014). L'évaluation des quantités de carbone stockées dans le sol par la mesure par la modélisation et la recherche de valeurs et de méthodes standardisées sont des champs de la recherche qui ont connu une attention croissante depuis la fin des années 1990, entre le constat des incertitudes (Kimble et al. 1994) et une synthèse (Kimble et al. 2000) entre les deux : beaucoup de symposium et de colloques internationaux et surtout le Protocole de Kyoto de 1997. Mais les premiers travaux sur la matière organique des sols sont bien antérieurs, comme l'illustre la conception du modèle de bilan humique de Hénin et Dupuis (1945), très largement utilisé en France et appartenant à la famille de modèle dits ICBM développés par la suite (Andrén et Kätterer, 1997). Ce modèle simple sous-estime les variations de carbone organique du sol à court-terme et les surestime à long-terme (Mary et Guerif (1994) ou Wylleman et al (1999; 2001). Depuis, d'autres modèles plus complexes ont été développés, qui s'appuient sur davantage de compartiments de matière organique dans le sol[1] (). Néanmoins, la plupart de ces modèles considèrent que la dégradation du carbone suit une cinétique de premier ordre et que le stock de carbone à l'équilibre augmente quasi-proportionnellement aux entrées de carbone. Ces modèles ne permettent pas de prendre en compte des processus aujourd'hui débattus comme la saturation des sols en carbone organique, phénomène qui serait du à des processus physicochimiques qui stabilisent ou protègent les composés organiques (Six et al., 2002), et aux variations des propriétés physiques du sol (taux d'argile et de limon, microaggrégations (Paustian et al., 1997); ou encore la réponse (« *priming effect* ») des micro-organismes aux apports de matières

[1] par exemple le modèle RothC prend en la biomasse microbienne, la matière organique humifiée active et la matière organique inerte

organiques (Wutzler et Reichstein, 2013)[1]. Cela représente des biais potentiels pour l'estimation par les modèles actuels des évolutions des stocks de carbone des sols sous l'effet des changements d'occupation du sol, de gestion ou de conditions climatiques.

Rôle de la biomasse

Le terme *biomasse* est le terme employé dans les inventaires et les travaux sur la question. Cependant, il faudrait à proprement parler de *phytomasse* pour ne pas inclure la biomasse animale. Les plantes respirent : elles consomment de l'oxygène et rejettent du CO_2. Le jour, les pigments verts de la chlorophylle absorbent une partie du rayonnement solaire, les stomates captent le CO_2, et de l'eau (H_2O) est captée par les racines pour constituer la sève. Les chloroplastes des plantes permettent la photosynthèse, processus biochimique d'assimilation chlorophyllienne à l'origine de l'absorption du carbone, grâce à l'énergie solaire, et décrit par cette équation générale :

$$CO_2 + H_2O = CH_2O + O_2$$

Le CO_2 est réduit, les molécules d'eau sont dissociées, de l'oxygène (O_2) est rejeté, et des glucides (hydrates de carbone, CH_2O) sont produits. La photosynthèse excède la respiration permettant à la plante de croître et de stocker du carbone, notamment en produisant cellulose et lignine, à la base du bois. Le rôle du rayonnement solaire est à l'origine du fonctionnement circadien de la photosynthèse : la nuit, cette réaction s'interrompt et seule la respiration a lieu. Au cycle global du carbone, s'ajoute donc un cycle quotidien lié à la respiration des plantes. De plus, une partie du carbone fixé lors de la photosynthèse et restituée par la photorespiration (Waring et Running, 1998). Les stomates captent aussi d'autres GES (H_2O, O_3) ; sauf le méthane (CH_4) qui est capté via des microorganismes symbiotiques.

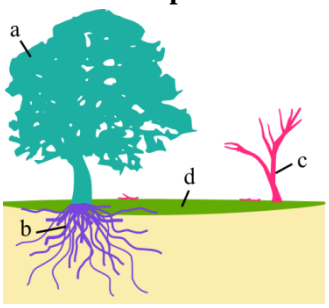
Quantifier la biomasse végétale permet de déduire les taux de carbone qui ont été captés par la plante. Des équations allométriques ont été développées pour estimer, à partir de certaines grandeurs mesurables, les volumes et la masse des différentes parties de la biomasse (tronc, racines, etc.), en particulier pour les ligneux qui produisent du bois ; ainsi que pour estimer la dynamique de ces volumes (taux de croissance). Pour l'historique de ces calculs, utilisés en France par l'Inra, l'IFN, on se réfèrera à Picard (2012). Ils permettent à l'origine de connaître les ressources en bois disponibles, ou de calculer des productions agricoles ; ils sont désormais mobilisés pour les inventaires UTCATF.

Dans ce contexte, la biomasse a été subdivisée en plusieurs compartiments. Le Giec (2003, 2006) en considère quatre *[les lettres entre crochets renvoient à la figure ci-dessous]* :

- la biomasse vivante aérienne (tronc, branches, feuilles…), (compartiment séquestrant) [a],
- la biomasse vivante souterraine (système racinaire) (compartiment séquestrant) [b],
- le bois mort (debout ou tombé), (compartiment en partie émetteur) [c],
- la litière (compartiment en partie émetteur) [d]. La distinction entre le sol et la litière est pratique pour ces calculs, mais morphologiquement les frontières sont floues car ces deux éléments sont liés dans des processus communs dans les horizons supérieurs du sol (l'humus).

[1] On trouvera un résumé de la littérature et des incertitudes sur les facteurs contrôlant sa décomposition et la stabilisation de la matière organique (récalcitrance chimique, adsorption par les minéraux, protection physique des agrégats, complexation des métaux, *priming effect*, teneur en particules fines, etc.) dans Cardinael, 2015.

Fig. 2.2. Les différents compartiments de la biomasse



Réalisation : Robert, 2016.

Selon les catégories d'occupation des sols, certains de ces compartiments sont pris en compte (voir section 1.5). Parfois, le manque d'information fiable empêche de prendre en compte toute la biomasse existante au sein d'une catégorie d'occupation. La biomasse vivante aérienne est prise en compte dans les catégories d'occupation du sol de l'inventaire UTCATF suivantes : forêt, cultures, prairies (incluant donc les haies et les bosquets, voir chap.1) et les surfaces artificielles boisées.

L'augmentation des concentrations de CO_2 atmosphérique a un effet fertilisant sur les plantes à condition que les réserves hydriques et de nutriments soient suffisantes (Calvet et al, 2008 ; Franks et al, 2013, Jonard et al, 2015). La hausse des émissions anthropiques de CO_2 a entrainé une réponse de la biomasse à l'échelle globale : augmentation de l'indice foliaire, densification des couverts et gains de surface (Zhu et al, 2016).

Remise en perspective de l'enjeu carbone des changements d'occupation du sol

Avant d'aller plus loin, il faut garder à l'esprit que l'approche carbone n'est pas la seule approche possible quant à l'évaluation des enjeux environnementaux des changements d'occupation des sols. Notre sujet s'inscrit dans un enjeu bien précis, les émissions de GES, qui lui-même s'inscrit dans l'enjeu plus général, et plus incertain, des changements climatiques. Mais les changements d'occupation du sol ne sont pas seulement étudiés dans le cadre carbone – et ils sont d'ailleurs souvent étudiés pout eux-mêmes (voir chapitre 3). Les changements d'occupation du sol sont la forme la plus immédiatement visible des modifications anthropiques de la biosphère, la forme concrète la plus évidente de l'interface homme-milieu. Ils résument sous un même processus de nombreux flux de matière, d'énergie, d'espèces, de biomasse, mais les enjeux environnementaux et les impacts anthropiques ne se limitent évidemment pas à cela.

Des enjeux variables selon les époques

Les changements d'occupation des terres sont au cœur des questionnements environnementaux. Ces questionnements varient selon les époques, en fonction des enjeux identifiés par les milieux scientifiques et par la société dans son ensemble. Ainsi, les pluies acides et leurs conséquences sur les milieux forestiers étaient un enjeu important des années 1980. A la fin des années 1980, début des années 1990, l'urbanisation croissante et le déclin des activités traditionnelles du monde rural a entrainé une peur de l'enfrichement, signe d'une déprise rurale dangereuse et subie (Fottorino, 1989; Dérioz, 1999 ; Friedberg et Cohen, 2000 ; Cohen, 2003, voir chap. 5) ; dans les années 2000, la consommation d'espaces naturels et agricoles par l'artificialisation, et donc la perte de biodiversité mais aussi de surfaces productrices de biens alimentaires a été mise en avant, avec aussi une certaine crainte de l'homogénéisation des paysages marqués par l'étalement périurbain (voir chap.

5). Le carbone reste une priorité secondaire pour l'aménagement des territoires mais l'enjeu général de la préservation et augmentation des puits des terres a monté en puissance, surtout pour la forêt et l'agriculture, moins pour la question de l'artificialisation.

Un enjeu relatif

D'abord, l'enjeu de réduction des émissions, notamment liées aux énergies fossiles, dépasse l'enjeu des flux liés à l'occupation des sols et aux changements d'occupation des sols. Au niveau mondial, le rôle de l'occupation du sol et des changements d'occupation du sol dans la lutte contre les changements climatiques reste limité (Mackey et al. 2013). Le Giec (2014) a montré que même en prenant en compte le puits de carbone mondial des sols et de la biomasse, il fallait conserver environ 80% des réserves d'énergies fossiles aisément accessibles dans le sol pour pouvoir rester sous le seuil de 2°C de hausse moyenne de température (seuil au-delà duquel les perturbations aux écosystèmes sensibles devraient accroître rapidement (Giec, 1995), seuil qui est une traduction concrète de l'objectif ultime de la CCNUCC : « *stabiliser les concentrations de GES dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique* » (CCNUCC, 1992, art. 2). Ainsi, l'importance stratégique des sols et de la biomasse ne doit pas faire oublier que « *la cause première de la hausse de la concentration de CO_2 est l'utilisation de combustibles fossiles ; le changement d'affectation des terres y contribue aussi, mais dans une moindre mesure* » (Giec, 2014, rapport de synthèse, par. 2.2). Pourtant, selon Pielke et al. (2002), les effets liés aux variations de l'albédo dues aux changements d'occupation du sol pourraient entraîner un forçage radiatif plus important que les effets liés à la perturbation du cycle du carbone. Ces auteurs soulignent cependant que les mesures (*metrics*) habituelles du pouvoir de réchauffement global ne sont pas pertinentes pour mesurer impacts climatiques des changements d'occupation du sol, et qu'il est difficile de connaître les contributions exactes des deux effets séparément. Néanmoins, d'après le Giec (2014), le forçage radiatif net lié à l'albédo[1] (-0,2 W/m2) est estimé plus faible que l'effet de l'émission de GES, en particulier de CO_2, (1.66 W/m2).

Des enjeux entremêlés

Le fonctionnement systémique du territoire fait que les différents enjeux sont liés entre eux. L'enjeu carbone englobe forcément d'autres enjeux. Le changement climatique influence les changements d'utilisation des terres à différentes échelles (Lambin al 2006 Ojima al 2005). La modification de l'occupation des terres a plusieurs impacts climatiques plus ou moins direct : la modification de l'albédo, des flux de carbone liés à la biomasse aérienne et enfin la perturbation pédologique et les flux liés aux GES présents dans les sols. A ces enjeux biogéophysiques s'ajoutent d'autres dimensions environnementales : biodiversité, érosion du sol, les enjeux socio-économiques (patrimoine paysager, enjeux fonciers, aménagement, etc.) qui sont considérés comme distincts dans la pratique des inventaires, mais qui sont traités ensemble dans les exercices plus approfondis d'évaluation environnementale et d'analyse des paysages (Bertrand et Betrand, 2002 ; Lüginbuhl et Terrasson, 2013). Enfin, la particularité de cet enjeu des flux de GES est d'être global, de ne prendre sens qu'une fois replacé dans le cadre du cycle mondial des GES, alors que d'autres enjeux liés aux changements d'occupation du sol n'ont de sens que localement : une approche multiscalaire est nécessaire pour suivre les changements paysagers (Cohen et al, 2011).

[1] En ne comptant que l'albédo lié à l'occupation des sols et non aux nuages ou au noircissement des surfaces enneigées.

2.1.2 Des nombreux travaux à l'échelle globale pour estimer et modéliser les stocks et flux de GES liées aux changements d'occupation des sols

Répartition mondiale des stocks et des flux

L'estimation à l'échelle mondiale des stocks et des flux de carbone fait appel à différents modèles. Ces modèles sont généralement centrés sur l'estimation des processus en estimant la variation des compartiments globaux de carbone à partir des différentes variables contrôlant les stocks et les flux : variables climatiques, émissions anthropiques de GES, modèles biophysiques, changements d'occupation des sols…). Il convient d'être prudent car les périmètres des différentes estimations des stocks et des flux de GES liés à l'occupation des sols ne sont pas les mêmes : certains modèles ne prennent en compte que le CO_2, et parfois que les émissions liées aux combustibles fossiles pour les émissions anthropiques hors UTCATF. D'autres modèles se limitent à certains GES en particulier et ignorent certaines dynamiques (par exemple l'urbanisation). Enfin, la définition du réservoir terrestre peut varier (inclusion ou non de l'agriculture, des sols et de la biomasse, de la déforestation…). Ces différences de précision et de périmètres expliquent les différences d'estimation des stocks et des flux de carbone (Houghton et al, 2012).

La répartition des stocks et flux de GES dans les sols et la biomasse est contrôlée par différents facteurs biophysiques et par l'historique de ces conditions, qui expliquent que les stocks actuels se sont accumulés dans des espaces particuliers. A l'échelle géologique, la constitution de ces stocks de carbone a aussi donné lieu aux réserves de combustibles fossiles. Aujourd'hui, le cycle mondial du carbone est estimé par différents modèles (Schulp et al., 2008 ; Kaplan et al., 2012). Les terres et l'océan absorbent environ 30% des émissions anthropiques totales (Denman et al. 2007, Le Quéré et al. 2009, 2012). Le carbone organique du sol représente le stock de carbone terrestre le plus important au sein de l'ensemble du cycle du carbone mondial. (Jobbágy and Jackson, 2000). Le cycle naturel du carbone est notamment perturbé par la hausse de concentration du CO_2 atmosphérique, la fertilisation azotée, et les effets du changement climatique sur la végétation (allongement de la durée de la période végétative ; sécheresse accrue, recrudescence des incendies, etc.) (Jain al. 2013). Actuellement, les terres constituent un puits net : les flux bruts de stockage brut excèdent les flux bruts de déstockage. Les différents modèles d'estimation des flux mondiaux de GES (IPCC, Global Carbon Project) estiment ce puits à 2.5±0.8 GtC/an (Le Quéré et al. 2012). D'après la dernière édition du « Global Carbon Budget » (GCP, 2015), 44% des émissions anthropiques (sur la période 2005-2014) se sont accumulées dans le réservoir atmosphérique, 26% dans l'océan et 30% dans les terres (sol et biomasse). Ce puits terrestre a fortement augmenté (de même que les émissions) depuis le milieu du 20^{e} siècle en réponse à la hausse des concentrations de CO_2 atmosphérique. Néanmoins ce bilan net mondial de la biosphère terrestre constitue une source d'émissions si l'on prend en compte les flux de CO_2, CH_4 et de N_2O (Tian et al. 2016).

Compréhension via la modélisation des LUC dans modèles globaux

La modélisation des changements d'occupation du sol dans les modèles climatiques

Les changements d'utilisation des terres modifient le budget radiatif en libérant d'une part du carbone dans l'atmosphère (accentuant l'effet de serre) et d'autre part en modifiant l'albédo. Pour connaître l'importance de ces changements par rapport à l'ensemble des facteurs contrôlant le forçage

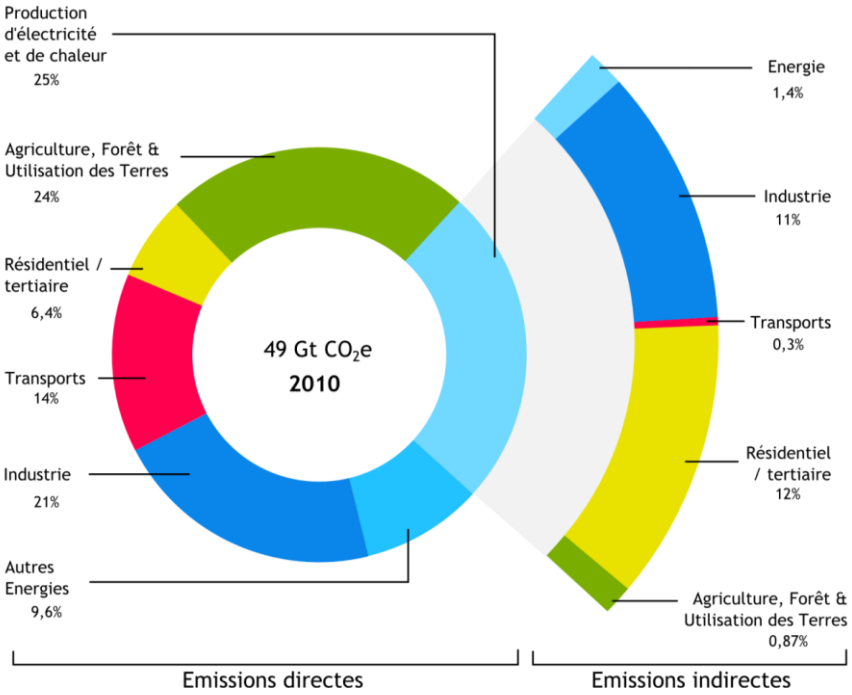
anthropique, il faut pouvoir observer l'ensemble des couches de l'atmosphère et de la biosphère, des émissions de gaz à effet de serre et ce sur un temps long. Seule la modélisation permet de le faire. Un modèle climatique a pour but de reproduire aussi fidèlement que possible le comportement du climat terrestre, en prenant en compte la variabilité pluvio-climatique, les réservoirs (stocks) et flux de carbone et les réponses du système TAO (Feddema, Oleson et al 2005). Cette simulation prend la forme d'un programme informatique qui fait varier (selon les lois de la physique) plusieurs paramètres entre eux, comme la température annuelle moyenne, les précipitations saisonnières, et aussi des paramètres de surface, comme la couverture végétale avec le stock de carbone de chaque type de couverture. La terre est modélisée en une maille plus ou moins fine (jusqu'à plusieurs km de côté), en trois dimensions pour intégrer l'atmosphère. C'est donc dans le cadre de la modélisation du cycle carbone que l'utilisation des terres entre en compte dans les modèles climatiques. Par exemple, la plate-forme de modélisation de surface « SURFEX », développée à Météo France, utilise la base de données ECOCLIMAP qui combine des cartes d'occupation des terres avec de l'information satellite. Dans chaque point de grille du modèle est représenté par quatre types de surface : mer ou océan, lacs, zones urbaines et nature (sol et végétation), la grille étant de résolution kilométrique (Masson et al., 2003). Il ne s'agit donc pas d'un niveau de précision très fin, tel qu'il est demandé pour les inventaires du Protocole de Kyoto. Un autre exemple de modèle couplé atmosphère-océan-végétation permettant d'estimer l'effet des changements d'occupation du sol développé à l'IPSL (Institut Pierre-Simon Laplace) est présenté par Davin (2008). La résolution spatiale et thématique de l'occupation du sol dans les modèles climatiques globaux est relativement grossière. Dès lors, il est difficile de lier les estimations des modèles globaux (sur lesquels reposent les estimations sur l'évolution du climat) et les travaux locaux et spécialisés sur la mesure de flux en particulier, car leur précision est très différente.

Etat de l'art sur le rôle global des changements d'occupation du sol dans les changements climatiques

Forster et al. (2007) montrent qu'à l'échelle globale les changements d'utilisation des terres sont responsables d'un quart des modifications des échanges radiatifs. Les effets de ce forçage radiatif sur les températures régionales et mondiales ont ainsi été estimés via des modèles montrent une hausse moyenne possible de +1,5°C des températures moyennes hivernales dans l'hémisphère Nord, en particulier en Europe occidentale. Cet effet est largement imputable à la déforestation tropicale, qui entraîne une modification des dynamiques des masses d'air et de la variabilité pluvio-climatique (Harvey 2000).

Plusieurs travaux ont proposé une synthèse sur la contribution relative des changements d'occupation du sol sur les flux de GES et par extension sur les liens entre occupation du sol et climat. Parmi eux, les rapports du Giec permettent de synthétiser les résultats de différents modèles. Dans son dernier rapport (Giec, 2014), les émissions anthropiques totales mondiales de GES sont estimées à 49GT CO_2e/an en 2010. Les émissions cumulées (liées aux combustibles fossiles uniquement) entre 1750 et 2010 s'élèvent à 1300GtCO_2. Les émissions cumulées de l'UTCATF ont atteint 680GTCO_2 pour la même période. L'IGBP a aussi publié en 2004 une synthèse replaçant les changements d'occupation du sol et leurs conséquences au sein du « global change » (Steffen et al. 2004).

Fig 2.3. Part de l'UTCATF dans les émissions mondiales de GES en 2010



D'après les données du cinquième rapport du Giec (2014). Le secteur UTCATF représente près d'un quart des émissions directes, mais très peu des émissions indirectes de production d'électricité. Réalisation : Robert, 2016

Outre les rapports du Giec, de nombreux travaux se sont attachés à estimer et à modéliser les flux de GES liés aux changements d'occupation du sol à échelle mondiale ou régionale. Citons ici quelques-unes des références principales. Houghton et al. (1983) avaient estimé à l'échelle mondiale que les flux de carbone dans les sols et la biomasse étaient compris entre 8 et 4,7 * 10^{15}g en 1980, et que jusque les années 1960, ces flux, en grande partie dus à la déforestation des forêts tropicales, dépassaient les émissions dues aux combustibles fossiles. Comme le montre Dale (1997) les changements d'occupation du sol sont à la fois un facteur et un effet du changement climatique. Il a montré que ces changements ont eu plus d'effets sur les variables écologiques que le changement climatique directement ; et que si la grande majorité des changements d'occupation du sol ne sont pas liés au climat, ils pourraient l'être en grande partie à l'avenir. Selon Pielke et al. (2002) les impact sdes changements d'occupation du sol sur le climat, au niveau régional et mondial, ne peuvent être pas être quantifiés par un indicateur de réchauffement global mais plutôt par un indicateur de réchauffement potentiel régional, afin de prendre en compte la dimension complexe de ces flux. Selon Shulze et al. (2008), en Europe (UE-25), le secteur UTCATF a permis de compenser l'équivalent de 13% des émissions sur la période 2000-2010 ; ce puits étant principalement du aux prairies et aux forêts, les cultures ayant un rôle neutre en carbone. Pongratz et al. (2009) ont modélisé le forçage radiatif du aux changements d'occupation du sol depuis -800. Les travaux menés par Stephens et al. (2007) ont estimé que l'occupation du sol représentait, pour la période 1992-1996, un flux net de stockage de -1,5PgC/an pour l'hémisphère Nord – et qu'il représentait une source de 0,1 PgC /an dans l'hémisphère Sud. Pour Pan et al. (2011), le puits de carbone terrestre est stable, mais pour Ballantyne et al. (2012), le bilan mondial des flux de carbone reflète une augmentation continue du stockage de carbone dans les puits terrestres et océaniques depuis plus de 50 ans, en réponse à la hausse des émissions. Selon Houghton et al. (2012), sur la période 1980-2000, les émissions mondiales du secteur UTCATF ont été stables et ont décliné dans les dernières décennies. Environ 8% des émissions de CO_2 anthropiques proviennent

du secteur UTCATF (Le Quéré et al. 2013). Tubiello et al. (2015) proposent de revoir à la baisse cette part relative des émissions totales mondiales dues aux secteurs UTCATF et agricoles estimées par le cinquième rapport du Giec (à 21% contre 24% pour 2010). Selon ces résultats, depuis 2010, ce sont désormais les émissions agricoles (5,4 Gt CO_2e en 2012) qui dépassent les émissions de l'UTCATF (bilan net de 3,2 Gt CO_2e en 2012). Ces résultats pourraient se traduire, dans les politiques climat internationales et nationales, par une attention portée davantage sur les sols agricoles que sur la forêt.

Les fortes incertitudes

Dans le cadre des travaux sur le climat, l'influence des changements d'occupation du sol entraine de très fortes incertitudes car elle peut influencer à la hausse ou à la baisse le bilan total des flux de GES. Il est difficile de réconcilier différentes estimations sur ces flux de carbone, en particulier car ils sont tributaires de données sources incertaines (Ito al. 2008). Les estimations relatives aux surfaces déforestées dans les zones intertropicales déterminent en grande partie ces incertitudes. Or, sur ce point, les différentes sources disponibles ne s'accordent pas : l'évaluation de la FAO de 2010 a revu à la baisse les taux de déforestation estimés pour les années 1990 ; mais cette nouvelle estimation a été critiquée par Kim et al. (2015) qui ont revu ces taux de déforestation à la hausse, via l'usage de données plus fiables. Pour les régions tempérées, l'estimation de l'enfrichement est aussi variable selon les modèles. Un bilan récent sur le lien entre changements d'occupation du sol et climat (Pitman et Noblet-Ducoudre, 2012) souligne, dans les modélisations à venir, la nécessité de prendre en compte les changements anthropiques – et en particulier l'urbanisation – à une échelle fine.

Au-delà de l'incertitude liée aux surfaces de changements, par manque de données exhaustives et fiables, les estimations concernant les réservoirs de carbone, la dynamique temporelle des stocks, sont aussi sujettes à des évolutions significatives pouvant remettre en question les conclusions des modèles précédents. Parmi de nombreux travaux sur ce sujet (voir notamment section 2.3), Tang & Riley (2014) montrent que la réaction des populations microbiennes des sols aux variations des conditions climatique, notamment thermiques, est complexe et n'a pas toujours été bien prise en compte dans les modèles jusqu'ici, alors que le déstockage aurait selon eux été surestimé (Tang & Riley 2014). Reichstein et al. (2013) dressent l'état des incertitudes sur le rôle du sol et de la biomasse en regard des variations climatiques. En effet les évènements climatiques extrêmes (sécheresses, tempêtes, etc.) peuvent entraîner une diminution du stockage de carbone des écosystèmes affectés et peuvent ainsi annuler le rôle de puits que jouent normalement ces milieux. De plus, la présence de larges puits de carbone ne doit cependant pas forcément induire la possibilité de compenser largement des émissions : la capacité de stockage dépend de nombreux facteurs (autres que la simple présence d'un puits) et cette capacité n'est pas illimitée (Mackey al. 2013).

Il reste aussi à déterminer précisément les impacts biogéophysiques (température, bilan radiatif, etc.) des changements d'occupation du sol et évaluer les incertitudes. C'est notamment l'objet du programme LUCID (*The Land-Use and Climate: IDentifications of robust impacts*, De Noblet-Ducoudré and Pitman, 2007 ; De Noblet et al, 2012).

Enfin, deux autres raisons expliquent que les estimations des flux de carbone mondiaux soient soumises régulièrement à des rééstimations. Premièrement, parce que l'on observe une inadéquation entre les stocks de carbone (et notamment les taux de concentrations atmosphériques de CO_2) et les flux (en particulier les émissions anthropiques), ce qui a donné lieu à l'hypothèse d'un « *missing carbon* », c'est-à-dire que la végétation semblerait séquestrer davantage que prévu notamment du fait de la fertilisation liée à la hausse des concentrations de CO_2 (Sellers et al, 1997). Deuxièmement, de

nombreux puits ou sources sont régulièrement découverts ou réestimés, comme le carbone de sols organiques en forêt congolaise (Dargie, 2015), le carbone sous le Sahara (Li et al, 2015) ou encore les flux naturels, comme ceux liés aux failles sismiques (Lee et al, 2016).

Brovkin et al. (2013) soulignent les fortes incertitudes des différentes modélisations de l'impact climatique des changements d'occupation du sol : les différences de définition des catégories d'occupation du sol, le manque de significativité des effets lorsque les changements ne sont pas massifs (en dessous de 10 % des surfaces totales), l'importance des flux énergétiques, de l'albédo, des flux de chaleur ; et la faible magnitude de ces effets en dehors des zones tropicales.

Rôles de l'azote et du phosphore

Les dépôts d'azote ont un double effet sur les stocks de carbone : d'une part, une hausse de la productivité primaire nette, et d'autre part, un effet généralement négatif sur la minéralisation du carbone dans le sol : au total, le bilan net reste très positif (de Vries et al, 2009 ; Ferry et al, 2010). En forêt spécifiquement, les dépôts d'azote font décroitre le rapport C/N de la litière, ce qui tend à accélérer sa décomposition (Janssens et al, 2010). La hausse de la productivité primaire des forêts, liée à la hausse des dépôts d'azote et des concentrations en CO_2, entraine cependant une hausse de la demande des arbres en nutriments : le sol ne peut toujours y répondre et cela pourrait expliquer la détérioration de la nutrition minérale des arbres en Europe depuis les années 1990 (Jonard et al, 2015). Jain et al. (2013) montrent qu'au niveau des estimations mondiales les émissions de CO_2 liées à l'occupation du sol dépendent davantage du cycle de l'azote que de la donnée source sur l'occupation des terres. D'après leur modèle ISAM, si l'on n'inclut pas le cycle de l'azote, on risque de sous-estimer ces émissions. Cela se vérifie particulièrement dans les zones tempérées où le différentiel est de 61-76 %. Ce résultat est intéressant car il montre, contrairement aux études précédentes, que les émissions liées aux changements d'occupation du sol sont plus fortes en zone tempérée qu'en zone tropicale[1]. Néanmoins, pour l'Europe et notamment la France, il faut relever l'incertitude relative à la comptabilisation des flux de surface dans ces travaux et dans les modèles mondiaux en général. Pour cette étude en particulier, les auteurs soulignent sous-estimer l'afforestation en Europe en raison de la construction de leurs modèles qui ne prend pas en compte l'afforestation après prairie ou après culture, ni même l'enfrichement, phénomènes qui correspondent pourtant à une dynamique réelle dans certaines zones rurales en France. La prise en compte conjointe des cycles d'azote et de phosphore dans les modèles estimant les flux de carbone réduit à la fois les taux de séquestration par la reforestation et les émissions par la déforestation, car l'azote et le phosphore diminuent la production primaire nette liée à l'augmentation des concentrations de CO_2 [2] (Wang et al, 2015).

Rôle du méthane

L'occupation du sol et les changements d'occupation du sol participe aussi aux flux de méthane (CH_4), puissant gaz à effet de serre (ayant un pouvoir de réchauffement 25 fois supérieur au CO_2), mais son rôle exact (source ou puits) et son évolution dans le temps restent incertain. Il a d'abord été admis que la biomasse émettait du méthane, dans une fourchette d'abord estimée à 62 – 236 Tg/an (Keppler et al. 2006), mais cette valeur a été revue à la baisse à 10 – 60 Tg/an (Kirschbaum et al. 2006). Une étude récente (Sundqvist et al. 2012) remet en cause ce rôle de source en mesurant une absorption nette de méthane par les plantes en Suède ce qui expliquerait par ailleurs les concentrations plus faibles que prévues mesurées dans l'atmosphère. De récents travaux confirment aussi l'incertitude sur le rôle du sol dans les flux de méthane. Les couches superficielles des sols gelés

[1] Selon ces résultats, ces émissions dans les années 1980, 1990 et 2000 s'élèvent respectivement à 0,8 ; 0,8 et 0,7 ; GtC / an pour les régions tropicales et à 1,1 ; 0,9, ; et 0,7 GtC / an (Jain et al, 2013).
[2] Cela s'explique notamment par une limitation en nutriment dans le modèle

en surface (permafrost) des régions arctiques risquent, en fondant sous l'effet de températures plus élevées, de libérer dans l'air le méthane qu'elles contiennent et qui est jusqu'ici piégé dans la glace (Beer, 2008) Cependant des recherches au Canada (Lau et al. 2015) montrent un effet inattendu : les sols minéraux (à faible teneur en carbone organique) qui sont justement les plus présents dans les régions à permafrost (87 %) tendent, en se réchauffant, à capter[1] et non à émettre du méthane. Cet effet, lié à des actions bactériennes, reste mal compris. Les travaux les plus récents montrent la variabilité des émissions de méthane des sols gelés en fonction de facteurs climatiques (Zona et al. 2016). L'incertitude sur le rôle de la biomasse et des sols dans les flux de méthane est tel que l'on peut passer d'un rôle de puits massif à un rôle de source massive, ce qui modifie complètement les modélisations. D'un point de vue méthodologique, cependant, le PRG du méthane prend en compte la durée de vie dans l'atmosphère, et donc prend en compte sa destruction et son stockage. Dès lors le simple fait de convertir une partie des émissions de CH_4 en CO_2eq. reviendrait à prendre en compte le rôle de puits de méthane du sol et de la biomasse.

Rôle de l'ozone

Les plantes absorbent naturellement de l'ozone. Néanmoins, l'augmentation (par un facteur 2 jusqu'ici) des concentrations en ozone troposphérique a un effet sur la capacité des plantes à stocker le carbone, en réduisant leur productivité et en causant une fermeture des stomates par lesquels le CO_2 est absorbé (Sitch et al. 2007). Si l'effet négatif de l'ozone sur la croissance des plantes, et notamment en forêt (Karnosky et al, 2005), son effet sur le sol reste en revanche mal compris (Pregitzer et al, 2006).

Le rôle de l'océan

En tant que tel, le rôle de l'océan dans les flux de gaz à effet de serre est encore incertain. Le projet international Socom[2], qui compare quatorze méthodes actuelles qui interpolent et extrapolent les données issues des données éparses sur les flux océan-atmosphère, permet d'estimer de façon cohérente le rôle de l'océan : celui-ci absorberait de plus en plus de carbone depuis 2000, avec une variabilité interannuelle plus forte que précédemment estimée. L'océan tendrait donc à voir son rôle de puits de carbone s'accroître. Les flux air-océan et terre-océan sont encore moins bien estimés, notamment la dissolution de carbone organique par la mobilisation de sol et de biomasse par les cours d'eau causée par des perturbations anthropiques. Le devenir de ce carbone (partie dissoute, enfouie, émise vers l'atmosphère, métabolisée en biomasse marine ou dans les cours d'eau) n'est pas encore connu. D'après des travaux récents (Regnier et al. 2013 ; Butman et al. 2014), ces flux représentent 0,1 à 0,2 PgC / an et sont en augmentation.

Le rôle de l'albédo et la prise en compte du forçage radiatif total

L'albédo est actuellement estimé et modélisé dans les différentes modèles climatiques. Or, il est considéré à part dans les instruments d'inventaire pour les politiques climat. En effet, les inventaires estiment seulement le forçage radiatif anthropique lié aux flux de GES. La prise en compte des changements d'occupation du sol génère des effets environnementaux plus complexes que les émissions de GES des autres secteurs. Si l'objectif est bien la réduction du forçage radiatif afin de réduire la hausse des températures, alors la prise en compte du forçage radiatif lié à la modification de l'albédo devrait aussi pouvoir être prise en compte.

On considère généralement l'effet albédo résultant des changements d'occupation du sol. Par exemple, les conversions de forêts de feuillus en plantations de conifères en Europe ont notamment entrainé une modification de l'albédo, ce qui explique entre autres que l'évolution des forêts gérées

[1] Les flux de captage de CH_4 mesurés dans l'étude vont de −0.1 à −0.8 mg C-CH_4/ m²/jour (Lau et al, 2015).
[2] Surface Ocean pCO2 Mapping intercomparison

européennes ait plutôt contribué à renforcer le réchauffement climatique (Naudts et al, 2016). Or, des travaux menés en France par l'Inra dans le cadre du programme CICC (Couverts Intermédiaires et Changements Climatiques) montrent qu'à occupation agricole constante, la gestion a aussi un effet significatif sur l'albédo : les cultures intermédiaires entrainent ainsi un forçage radiatif net 2.5 à 7 fois plus fort que l'effet de stockage du carbone (Ceschia, 2016). Ces résultats appellent à une prise en compte conjointe des effets biogéochimiques et biophysiques dans les estimations des effets climatiques des changements d'occupation du sol, et non à la seule métrique du carbone.

Intérêts et limites de l'échelle globale

L'échelle globale est utile pour l'étude des flux de GES liées à l'occupation du sol car c'est l'échelle pertinente pour étudier le climat. En cela, elle est une composante primordiale des modèles climatiques. Ces estimations générales permettent de comparer les enjeux entre eux afin de guider l'action politique (en comparant par exemple les émissions liées à la déforestation et celles liées aux combustibles fossiles). Elle permet une approche « totale » qui complète l'approche nationale et sectorielle des inventaire, en particulier en permettant le calcul de « budgets carbone », c'est-à-dire de limites globales d'émission à ne pas dépasser (Giec, 2014).

Néanmoins, cette approche repose sur une simplification de la réalité, de la complexité de la végétation, du sol, des interactions, et aussi données d'occupation du sol très simplifiées par rapport au réel. Il est difficile d'établir des liens entre des estimations sur les flux de carbone qui sont réalisées à des échelles très différentes :

- les estimations globales issues de modèles complexes ;

- les calculs réalisés dans le cadre des inventaires nationaux d'émission de gaz à effet de serre ;

- les mesures portant sur des flux en particulier et sur des échelles spatio-temporelles variables.

De plus, il n'existe pas de relation linéaire simple entre les émissions (estimées) de gaz à effet de serre dans l'air et les concentrations (mesurées) dans l'air. Les différentiels de temporalité des différents flux d'absorption et d'émission et les relations physico-chimiques en jeu dans les flux liés aux changements d'occupation expliquent la difficile mise en adéquation de ces différentes approches quantitatives pour évaluer l'impact de ces phénomènes.

Conclusion de la section 2.1

A l'échelle mondiale, des bilans généraux permettent d'estimer les grands flux de GES liés à l'occupation du sol. Néanmoins ces estimations restent encore incertaines et les modèles ne prennent pas en compte de manière fine toutes les dynamiques affectant de petites surfaces et se déroulant sur le court-terme. De plus, le rôle exact du sol et de la biomasse par rapport au cycle du carbone dans le contexte de changements climatiques est aussi très incertain, du fait des lacunes dans la connaissance sur la non-permanence du carbone, les effets de seuils, de saturation, sur les flux de CH_4, de N_2O et sur les effets totaux du forçage radiatif.

Section 2.2

Les travaux sur les méthodes des inventaires UTCATF

Les travaux visant à améliorer les méthodes d'estimation visent tous à souligner, évaluer et si possible diminuer les incertitudes relatives aux estimations des flux de GES liés aux changements d'occupation des sols. Parmi ces travaux, nous pouvons distinguer les travaux à échelle mondiale et les travaux à échelle nationale. Les travaux à l'échelle mondiale s'inscrivent dans le cadre de projets de modélisation globale, en travaillant sur les changements d'occupation des sols en tant que volet « modèle de surface » servant à la modélisation plus générale de l'évolution du climat. Il s'agit de travailler sur des résolutions spatio-temporelles assez larges, avec des catégories d'occupation très générales. Les travaux à l'échelle nationale s'attachent généralement à des échelles d'analyse plus fines et à mieux évaluer la pertinence des estimations. Enfin, dans les deux cas, la recherche tend de plus en plus à privilégier le rapprochement des sources, la réconciliation des estimations et la compréhension des différences entre elles.

2.2.1 Les grandes approches méthodologiques possibles

De manière générale, pour le secteur UTCATF comme pour les autres secteurs, un inventaire peut être réalisé selon deux grandes approches : l'approche production et l'approche consommation (Peters & Herdwitch 2008). L'approche production consiste à définir le périmètre des flux de GES en prenant en compte la localisation des sources et des puits : tous les flux localisés sur le territoire à inventorier sont à comptabiliser. L'approche consommation, plus complexe, consiste à considérer la cause de ces flux : si, par exemple, une forêt est convertie en culture pour l'exportation, les émissions de carbone induites sont à imputer au(x) pays de destination. Dans le cadre des inventaires UTCATF réalisés au titre de la CCNUCC et du Protocole de Kyoto, l'approche production est toujours utilisée. Il ne s'agit donc pas ici de traiter des travaux suggérant d'améliorer les inventaires en intégrant les émissions « importées et exportées ». Il est question dans cette partie des approches méthodologiques possibles au sein de l'approche production. Il est possible de distinguer trois grands types d'approches (d'après Canadell et al. 2007b) :

- l'approche par activité considère non pas l'état du territoire à deux instants différents pour en déduire les changements intervenus mais uniquement les changements en tant qu'activités, suivies par des dispositifs divers. Par exemple, la déforestation est estimée via des statistiques sur les défrichements ; l'artificialisation par les données du cadastre. A chaque activité est associé un facteur d'émission particulier qui se base sur différents paramètres. Il s'agit de l'approche classique pour inventorier les émissions de GES d'autres secteurs. C'était la méthode employée à l'origine pour le secteur UTCATF.

- l'approche dite des stocks moyens de carbone, (Kirschbaum al., 2001) revient à considérer le territoire comme une mosaïque d'unités spatiales classées par catégories auxquelles sont associées des stocks moyens de carbone. L'estimation des surfaces annuelles de conversion d'une catégorie à une autre (par intersection de cartes, ou par suivi de points d'échantillons) permet d'estimer les variations des stocks de carbone, autrement dit les flux de GES liés aux changements d'occupation des sols. C'est cette méthode qui est actuellement employée pour l'inventaire français et c'est cette approche, ainsi que tous les présupposés qu'elle implique, qui constitue notre environnement méthodologique et conceptuel de base.

- l'approche par application d'un état de référence (avec ses flux de GES associés) à l'échelle du paysage (unités regroupant plusieurs occupations du sol) et en estimant l'évolution, via une modélisation des processus biogéochimiques. Cela peut prendre la forme d'une cartographie directe des stocks et des flux de carbone sans caractériser les espaces selon une nomenclature d'occupation mais en prenant directement en compte la biomasse et les sols. Le territoire est alors considéré comme un espace continu de teneur en GES et non discrétisé en classes d'occupation du sol et en réservoirs. Ce principe a été développé pour la biomasse aérienne aux Etats-Unis par le Woods Hole Research Center qui a produit une carte haute-résolution[1] en fusionnant diverses données recueillies sur le terrain ou issues de satellites. Ce projet reste néanmoins limité à la cartographie d'une année. La même approche centrée sur les stocks de carbone a été appliquée de façon dynamique pour la prise en compte de stockage de carbone par l'expansion forestière en Italie via des données de terrain, de Lidar, d'imagerie satellite et d'un modèle de dynamique du carbone (Alivernini al. 2016). Cette approche se heurte à la difficulté de mesurer la biomasse : les modalités d'extrapolation spatiale des mesures de terrain donnent lieu à d'importants désaccords de quantification et de spatialisation (Houghton et al., 2001). Cette étude concluait que les estimations de flux de carbone liées à la biomasse étaient trop incertaines. L'approche classique par occupation du sol est plus robuste.

2.2.2 L'échelle nationale

Comparaisons des inventaires

Le périmètre national des inventaires, l'approche production, le manque d'harmonisation et l'absence actuelle d'inventaires à jour et comparables pour l'ensemble des pays du monde entraine une difficulté pour évaluer précisément la responsabilité individuelle des Etats dans les flux de GES liés à l'occupation du sol. Une tentative pour combler ce manque a été proposée par le Brésil en 1997 (CCNUCC, 1997) et a donné lieu à des comparaisons d'inventaires nationaux entre eux afin d'en tirer des informations synthétiques sur une base commune (den Elzen et al, 2005b; Rive et al. 2006;), suivie par le projet MATCH[2] () (den Elzen et al. 2005a; Höhne et al. 2011). Dans ce contexte, den Elzen et al. (2013) montrent que les choix différenciés des Etats (périmètres, approche, techniques de calculs, références historiques, projections), et en particulier concernant les modalités de prise en compte du secteur UTCATF, ont un impact significatif sur l'estimation de la contribution de chaque pays aux émissions mondiales, en particulier pour comparer la contribution des pays développés au regard des pays en développement.

Rypdal et Baritz (2002) reviennent sur les incertitudes UTCATF en général dans les inventaires, sur les moyens de les estimer, puis les diminuer. Ils considèrent quatre causes principales d'incertitudes des inventaires UTCATF : la forte variabilité temporelle ; la forte variabilité spatiale ; le manque de paramètres représentatifs fiables pour estimer les flux ; les définitions et problèmes de périmètre liées aux règles de rapportage des inventaires dans le cadre de la CCNUCC et du Protocole de Kyoto. La réduction des incertitudes dans les inventaires des émissions liées aux sols en particulier passe pour Paustian et al. (2016) par trois axes d'amélioration : le renforcement des réseaux de mesure et de suivi du carbone dans le sol, le développement commun de modèles ouverts et partagés et l'utilisation de cartes pédologiques de haute résolution. L'évaluation des incertitudes des estimations nationales est une étape nécessaire avant d'analyser leur impact en termes de forçage anthropique (den Elzen et al, 2005a, 2013). La réduction des incertitudes des inventaires d'émissions est liée à deux

[1] *National Biomass and Carbon Dataset*, whrc.org/publications-data/datasets/national-biomass-and-carbon-dataset/
[2] Modelling and Assessment of Contributions to Climate Change

types de facteur : l'amélioration des connaissances scientifiques (facteurs d'émissions…) et les variations des émissions elles-mêmes (par exemple si la part des émissions liées à un secteur bien estimé augmente, la part des émissions incertaines est plus faible) (Ometto et al. 2014).

Même lorsqu'ils appliquent une approche similaire, et même si les pays appliquent les mêmes lignes directrices méthodologiques établies par le Giec, les méthodes mises en place par chaque Etat restent différentes. Cette hétérogénéité est principalement due aux sources de données disponibles, mais aussi à la structuration des équipes chargées de l'inventaire et enfin aux situations nationales qui peuvent être à l'origine d'une comptabilité approfondie d'une dynamique en particulier. Seules les modalités de notification (« rapportage »), c'est-à-dire la présentation technique finale des résultats, sont nécessairement homogènes. Les études disponibles s'accordent à reconnaitre que le principal problème méthodologique lié à l'estimation du secteur UTCATF dans chaque pays est la différence en termes de données disponibles, de moyens affectés au suivi du territoire, de situations biophysiques… Il en ressort des choix méthodologiques différents et donc des estimations très variables. Il y a donc d'une part des questions internes aux pays de qualité des données, de pertinence des estimations et d'autre part des questions de comparabilité et de cohérence entre pays.

Une tentative d'harmonisation progressive en Europe

En Europe, les travaux des équipes de recherche et des équipes institutionnelles chargées de réaliser les inventaires sont régulièrement présentés auprès du centre commun de recherche européen (le JRC). Dans ce cadre, différents Etats-membres sont invités à présenter l'état de leurs travaux et de leurs pistes envisagées pour améliorer leur inventaire UTCATF. Dans ce cadre, seules des présentations informelles sont produites mais elles permettent d'identifier les axes de réflexion méthodologiques évoqués et les évolutions. Les données issues des inventaires forestiers nationaux, en particulier, font l'objet de travaux d'homogénéisation (Lucas et Bonhomme, 2009) On peut ainsi tirer de ces présentations le constat partagé d'une trop grande hétérogénéité des méthodes au sein des Etats européens et la volonté d'une convergence renforcée, en utilisant notamment les données européennes, comme les projets Corine et LUCAS. Néanmoins, la nécessité pour les Etats de respecter au mieux les directives internationales, à savoir d'utiliser les meilleures données disponibles, entraine l'utilisation privilégiée de données nationales.

Quelques exemples de travaux d'améliorations d'inventaire menés nationalement

Différentes publications (académiques ou rapports) présentent des exemples d'améliorations méthodologiques d'inventaires UTCATF nationaux. Ces publications traitent de nombreuses questions, soit du point de vue général (Kramer et al, 2009 pour les Pays-Bas, Webb et al. 2012 pour les Etats-Unis), soit de points particuliers comme les choix de données sources (Benndorf et Gensior, 2004 en Allemagne) ; les incertitudes (en Finlande, Monni et al, 2004, 2007) ; les modèles forestiers (au Royaume-Uni (Van Oijen & Thomson, 2007), en Italie (Alivernini, 2016) ; les valeurs de carbone des sols (Ortiz, 2013 en Suède), etc. Ces travaux restent hétérogènes et chacun d'entre eux se rattache à un contexte national bien particulier (données sources, spécificités du secteur, stratégie, historique). L'atelier de travail du JRC sur la production des inventaires UTCATF[1] est aussi une occasion pour les pays européens de présenter leurs améliorations méthodologiques, même si cela ne fait pas l'objet de

[1] Le JRC (centre européen de recherche) organise annuellement un atelier de travail autour de la production des inventaires UTCATF par les différents Etats membres européens. La présentation des résultats, des choix méthodologiques et politiques à l'échelle nationale s'accompagne d'un effort d'harmonisation progressive, à l'échelle européenne, des pratiques, des périmètres, des valeurs de référence et des choix. Nous nous sommes rendus à l'atelier organisé les 2 et 3 mai 2016 en Italie

publications. Par exemple, en 2011, les équipes allemandes ont justifié l'évolution de leur méthode de suivi de l'occupation des sols[1] afin de régler les problèmes d'incohérences spatiale et temporelle.

L'utilisation de modèles de dynamique du carbone

Le recours à des modèles de dynamique carbone (dans les sols et/ou dans la biomasse) reste peu fréquent et, le cas échéant, hétérogène selon les pays : quand un modèle est utilisé, il diffère d'un pays à un autre : *ICBM* en Suède (pour les prairies et les cultures) ; *C-Tool* au Danemark ; *Century* au Canada (pour les cultures) ; *C-Flow* au Royaume-Uni, *G4M* et *EFISCEN* par le JRC, etc. La France ne recourt pas à une telle approche : son réseau de mesures de stocks de carbone reste une source solide. Des travaux explorent cependant cette piste : ils se heurtent pour le moment à la difficulté de lier des évolutions parfois peu significatives à des données d'historique de gestion et de conversion d'occupation parfois peu fiables. Ce projet en cours, CSopra[2], mené par l'Inra, reste limité aux terres agricoles et est amené à évoluer (Martin, 2016).

L'interprétation des évolutions des résultats de l'inventaire UTCATF

A partir des estimations obtenues sur les flux de GES du secteur UTCATF à différentes échelles spatio-temporelles, il est possible de rapprocher ces flux et leurs évolutions des évolutions des systèmes socio-économiques et politiques afin d'identifier leurs grands facteurs d'évolution. La littérature à ce sujet peut-être répartie en trois catégories :

- la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle mondiale. Soit il s'agit de vérifier les paramétrages des modèles eux-mêmes, dans le cas où les flux de GES sont estimés en modélisant les sources et les puits (Houghton et al, 2012) ; soit il s'agit d'associer aux flux de concentrations de GES mesurés une origine et une destination (Ito et al, 2008 ; Ciais et al., 2014).

- la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle nationale (ou régionale). Le cadre national est le plus pratique pour associer des flux (bien estimés car les données d'entrée sont nationales) et des évolutions socio-économiques et politiques (qui sont aussi connues sur un périmètre national). Les études sur les pays en développement sont nombreuses car il s'agit souvent de mieux comprendre les causes de déforestation afin de l'enrayer. Dans les pays développés, des analyses ont été effectuées en Europe (Verburg et al, 2006), en Autriche (Erb et al, 2008), en Angleterre (Bellamy et al, 2005) en Suède où le stockage accru dans les terres agricoles est lié à des aides financières pour le maintien de prairies temporaires mais aussi à la hausse de la population de chevaux[3] (Poeplau et al, 2015). En France, les rares études à ce propos montrent surtout le rôle majeur de la Politique Agricole Commune (Baudrier, Bellassen et Foucherot, 2015 ; Chakir et al. 2011 ; Citepa, 2015b). Le développement et l'évolution de l'économie entraîne généralement pour ces pays une forte urbanisation, une restructuration de l'espace rural avec une croissance des espaces forestiers et une redistribution des terres cultivées, privilégiant les surfaces à potentiel d'intensification au dépend des terres de culture et d'élevage extensifs. Ces dynamiques n'ont donc pas de conséquence univoque sur les flux de carbone : des sols sont dégradés (intensification, artificialisation, drainage) mais d'autres espaces sont reboisés voire protégés.

[1] Le passage d'une méthode basée sur une approche multisource (CLC, ATKIS, l'inventaire forestier national, les cartes pédologiques, sources statistiques avant 1990) à une approche par pixels et par échantillonnage.
[2] Méthodes de comptabilisation du stockage de carbone organique des sols sous l'effet des pratiques culturales, projet retenu suite à l'appel à projet « REACCTIF » de l'Ademe (https://appelsaprojets.ademe.fr/aap/REACCTIF2015-55-1)
[3] Cette hausse de la population de chevaux a surtout entraîné une hausse de l'épandage de fumier.

- la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle locale, en cherchant les facteurs de gestion, de changements d'occupation du sol, d'historique… expliquant la dynamique d'une parcelle.

Dans le cadre de cette thèse, l'échelle nationale est privilégiée. L'évolution des changements d'occupation du sol en France et des facteurs socio-économiques et politiques liés sera présentée dans le chapitre 5.

Méthodes pour calculer les flux de GES liés aux changements d'occupation du sol

Une conversion entre deux catégories d'occupation équivaut à une variation du stock de carbone contenu dans un même lieu, pour chaque réservoir. Il peut s'agir d'une augmentation ou d'une diminution. Cette variation peut-être brutale ou progressive - ou les deux, successivement. La dynamique temporelle de la séquestration ou de l'émission de GES induite par une conversion obéit à des règles mathématiques. Cette cinétique peut être modélisée simplement. Ainsi dans l'inventaire UTCATF, on distingue les dynamiques courtes, quand la perte de biomasse est supposée immédiate (variation de stock d'une année sur l'autre), et plus lente pour ce qui concerne le carbone du sol (variation linéaire du stock sur 20 ans (durée de transition par défaut proposée par le Giec, voir section 2.3)). On fait ce calcul pour les différentes catégories d'occupation du sol. A chacune d'entre elles sont associés des stocks de carbone dans les différents compartiments du sol et de la biomasse. On considère cinq réservoirs de carbone à prendre en compte dans les flux de GES dus aux changements d'occupation des terres : biomasse vivante aérienne, biomasse vivante souterraine, bois mort, litière, carbone organique du sol. Un sixième réservoir est aussi pris en comte : les produits-bois. Selon les types d'occupation, tous ces réservoirs ne sont pas également pris en compte dans les calculs de flux de carbone.

L'inventaire UTCATF doit estimer l'ensemble des flux de carbone intervenant entre les différents réservoirs de carbone afin, *in fine*, d'estimer les flux de CO_2 entre les terres et l'atmosphère. Le Giec préconise deux méthodes de calcul possible pour calculer la variation de carbone entre ces différents réservoirs. La méthode *gains-pertes (dite aussi « méthode des flux »)* consiste à estimer directement les flux *bruts* de carbone émis ou absorbés par chaque réservoir, qu'il y ait ou non une conversion (eq. 1). La méthode des *variations de stocks* consiste à faire la différence entre le stock initial et le stock final (eq. 2). Cette comparaison permet d'estimer indirectement les flux *nets* de carbone pour chaque réservoir. L'inventaire UTCATF français applique ces deux méthodes selon les réservoirs considérés. Selon les réservoirs et selon les six catégories Giec, une des deux méthodes et utilisées en fonction de la cinétique du carbone et des données disponibles. Par exemple, pour le réservoir sol de toutes les catégories, c'est la méthode des variations de stocks qui est utilisée ; mais c'est la méthode des flux qui est utilisée pour la biomasse forestière[1].

$$\text{Eq.1} \quad \Delta C = \Delta C_G - \Delta C_P$$

$$\text{Eq. 2} \quad \Delta C = \frac{C_{t2} - C_{t1}}{t_2 - t_1}$$

Avec

ΔC = variation du stock de carbone ; G : gains ; P= pertes ; t1 : temps initial ; t2 : temps final

[1] L'approche utilisée dépend des grandes catégories GIEC concernées, en fonction des données disponibles sur le stock de carbone dans le sol et la biomasse.

Les lignes directrices et les guides bonnes pratiques du Giec fournissent non seulement un cadre méthodologique mais aussi des valeurs par défaut à utiliser par les pays lorsque des valeurs nationales ne sont pas disponibles. Ainsi, ce cadre fournit les valeurs de stock de carbone du sol et dans différents compartiments de la biomasse, mais aussi impose une durée de transition par défaut de 20 an. Il est toutefois possible pour les Etats qui le peuvent d'utiliser des cinétiques de transition plus précises, en adéquation avec la littérature disponible. Dans l'inventaire français, ce n'est pas le cas actuellement.

Les méthodes de calcul et les valeurs initiales retenues pour réaliser l'inventaire influencent directement les estimations de flux de gaz à effet de serre liés à l'occupation des terres et à leurs changements. Le Giec (Lignes directrices 2006) a évalué l'impact différencié de l'application de différentes approches méthodologiques. Passer d'une approche simple (où on ne connaît pas explicitement les changements) à une approche plus complète (de niveau 2 ou 3) n'entraîne pas de grande différence quant à la variation des stocks mais plutôt une variation des dynamiques temporelles (Giec, 2006 p.70).

La modélisation inverse, une piste à envisager ?

D'autres recherches s'orientent vers une approche qui renverse la méthode traditionnelle des inventaires : la modélisation inverse. Cette approche déductive consiste à mesurer les flux de GES dans l'atmosphère (en détectant les variations de concentrations) puis à estimer l'origine de ces flux à partir de leur emplacement et de la modélisation des déplacements de masses d'air. L'approche traditionnelle, inductive, consiste à l'inverse à déterminer avec le plus de certitude possible les sources des flux de GES pour ensuite en déduire une quantité de GES émis et stocké. En d'autres termes, l'approche classique mesure les causes et en induit un résultat alors que la modélisation inverse mesure le résultat directement et en déduit les causes. Ces deux approches présentent leurs propres intérêts.

Les inventaires classiques permettent de discriminer le plus précisément possible les sources et donc les niveaux d'analyse et même de décision politique pour cibler les actions de réduction des émissions et d'augmentation des puits. Néanmoins, les inventaires reposent parfois sur des données nationales, hétérogènes et qui présentent des incohérences, des omissions et des biais (ex : données déclaratives). De plus, tous les pays ne disposent pas d'un inventaire régulier.

La modélisation inverse, quant à elle, s'affranchit de ces sources et constitue une approche neutre et unifiée puisqu'elle mesure tous les flux, pour tous les pays. Néanmoins, elle présente aussi de fortes incertitudes. En particulier, elle et ne permet pas d'associer les flux nets observés aux processus particuliers à l'origine de flux bruts ni de prendre en compte les échelles administratives (Ito et al. 2008). Cette approche repose sur des modèles de transports atmosphériques et sur une estimation a priori des dynamiques d'émissions (Enting, 2002), donc sur des hypothèses fortes. De plus, la mesure des flux elle-même reste limitée par le nombre insuffisant de mesures au sol, même si des progrès sont attendus (Baker et al., 2006, Chevallier et al. 2007, Ciais et al., 2014)

Section 2.3

L’amélioration des connaissances sur les flux et les stocks de carbone

Dans l’inventaire français, l’incertitude sur les flux de GES du secteur UITCATF est relative à chaque type de conversion particulière, et à chaque réservoir de carbone. L’amélioration de ces connaissances mobilise des travaux sur chacune de ces dynamiques.

2.3.1 Les incertitudes relatives à la temporalité des flux de GES

Les valeurs de stock de carbone dans le sol et la biomasse sont des moyennes à la fois dans l’espace (les stocks de carbone varient au sein d’une même occupation du sol en fonction du type de sol, de la variation de la couverture végétale, des microconditions climatiques, etc.) et dans le temps (le carbone n’est pas en équilibre, il varie selon la dynamique de la biomasse, selon l’historique de l’occupation du sol à cet endroit, selon l’évolution des conditions). L’incertitude liée à cette temporalité est cruciale dans le contexte des inventaires d’émission de GES qui rendent compte d’un flux entre deux dates. La comptabilisation du carbone dans l’inventaire UTCATF simplifie les processus à l’œuvre : le stockage et déstockage de carbone dans le sol résument des phénomènes complexes et dynamiques d’évolution de la matière organique dans le sol. Au lieu d’une dynamique unique, la cinétique de dégradation du carbone – passant de l’état réduit (synthèse organique) à l’état oxydé (minéralisé) – est en réalité double. D’abord, a lieu la minéralisation primaire par les bactéries et les champignons (quelques mois à quelques années) ; puis la minéralisation secondaire, dégradation plus lente du carbone humique. Cette fraction humifiée de la matière organique est à tort dite « stable », car elle est mobilisée qu’après plusieurs dizaines d’années, voire plusieurs siècles. Seule une petite part de ce carbone n’est pas minéralisé et est à l’origine des roches carbonées (Duchaufour, 1960).

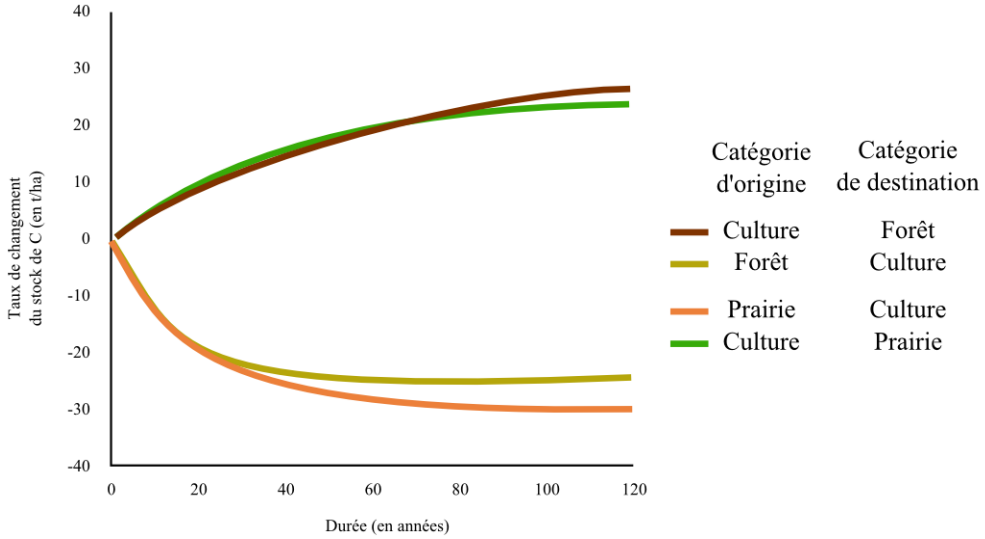
Le rythme de stockage de carbone n’est pas constant, les valeurs de stockage indiquées sont des valeurs moyennes, en général lissées de manière linéaire sur 20 ans. La cinétique de stockage de carbone dans les ligneux est liée à la croissance de l’arbre qui absorbe du carbone jusqu’au stade de sénescence. Contrairement à l’idée ancienne d’une forêt ‘neutre’ en carbone (Odum, 1969), où les taux de séquestration atteignent un plateau vers 50 ou 70 ans (Nilsson & Schopfhauser 1995), les forêts anciennes continuent de stocker du carbone : d’après les bases de données des réseaux CarboEurope et AmeriFlux, elles séquestrent entre 0,8 et 1,8 Mds tC/an (Luyssaert. al 2011) ; cette accumulation augmente avec la croissance en taille des arbres, donc avec l’âge (Stephenson al 2014). De fortes incertitudes demeurent sur les dynamiques de stockage à long terme.

Un aspect important de la temporalité des flux de GES est la différence de rythme entre émissions et absorptions pour des changements symétriques (les flux liés à une conversion prairie → culture sont plus rapides que les flux liés à une conversion culture → prairie. Le déstockage de carbone du sol est plus rapide (parfois deux fois plus rapide) que le stockage, et cela est encore plus différencié pour la biomasse. Dès lors, la prise en compte des changements d’occupation des sols dans les politiques climatiques ne doit pas considérer les flux de transition d’occupation des sols comme symétriques et pouvant s’annuler mutuellement.

La durée de transition par défaut du Giec est de 20 ans pour le passage, après changement d’occupation, d’un stock de GES dans le sol à un autre jusqu’à équilibre supposé, de manière linéaire.

Pour cette raison, les inventaires UTCATF doivent calculer des matrices de changements entre l'année inventoriée N et l'année N-20. Il s'agit de la « *période de temps présumée nécessaire pour que les stocks de carbone atteignent l'équilibre* (…)*, même si d'autres périodes peuvent être utilisées à des niveaux plus élevés, en fonction des circonstances nationales* » (Giec, 2006). Cette valeur de 20 ans correspond en fait à un premier horizon temporel suggéré par le Giec (1996) pour tenir compte des flux les plus importants ; un second horizon temporel (de 20 à 100 ans) est aussi suggéré pour retrouver une valeur à l'équilibre, et ce notamment afin de tenir compte des perturbations de la biomasse, en particulier forestière. Le choix de ne conserver que l'horizon temporel de 20 ans est dicté par un souci de recourir aux données disponibles, mais tenir compte des flux sur une plus longue période est recommandé, si cela est possible (Giec, 1996). Une approche de niveau 3 (*tier 3*) peut faire appel à une modélisation plus complexe de ces cinétiques (Giec 2003a). La figure ci-dessous issue de la synthèse d'Arrouays et al. (2002) démontre qu'une cinétique minimale de 40 ans serait préférable pour les flux de déstockage et une cinétique minimale de 100ans (voire au-delà) serait préférable pour les flux de stockage.

Fig. 2.4. Flux de carbone dans les sols après changement d'occupation



D'après Arrouays et al. 2002. *Les courbes décrivent l'évolution (non linéaire) du stock de carbone après un changement, et ce sans changement antérieur et sans changement intervenant pendant la période de 120 ans considérée.*

L'incertitude liée au type de gestion des terres et aux conditions climatiques

Une terre appartenant à une catégorie d'occupation est considérée comme une source ou un puits en fonction de cette occupation et de l'historique des occupations précédentes. Néanmoins, deux sols ayant une occupation identique peuvent devenir l'un une source ou l'autre un puits en raison des conditions particulières et des modes de gestion différenciés, selon que le milieu soit dans un fonctionnement dit 'naturel' ou bien qu'il soit 'perturbé'. Ainsi, une tourbière stocke naturellement du carbone mais si son fonctionnement est perturbé (piétinement, drainage, apports de nutriments, extraction de tourbe), elle devient émettrice (Laggoun-Defarge & Muller, 2008). De même, les écosystèmes forestiers sont sensibles aux régimes sylvicoles et aux variations climatiques, aux évènements extrêmes, etc. L'épisode de sécheresse et de canicule de 2003 a ainsi eu des conséquences sur les stocks de carbone des forêts françaises (Landmann et al, 2003). En Europe de l'Ouest, cet épisode a entrainé une perte de 30% de productivité primaire (-17% en France) et les écosystèmes

forestiers ont représenté une source nette de carbone (env. 0,5 Pg C en un an) Les conséquences du changement climatique sur le rôle de puits de la biomasse, notamment forestière, restent incertaines : par exemple, une étude suggère que ces changements, malgré une baisse de la pluviométrie, pourraient stimuler la production et le stockage de carbone des forêts mélangées méditerranéennes (Simioni et al. 2015).

2.3.2 Etat des connaissances sur les stocks de carbone dans les sols et la biomasse

Pour un état de l'art général sur les mesures des stocks des sols pour différentes catégories d'occupation, on se reportera notamment à Guo & Gifford (2002). En France, des travaux issus d'instituts techniques de recherche (Inra, IFN, Ademe et projets Carbofor), ont donné lieu à des rapports de référence (Arrouays et al. 2002 ; Dupouey & Pignard 1999; Lousteau et al. 2004 ; Pellerin et al, 2013) et établissent l'état de l'art sur le stockage de carbone dans sols (principalement sols agricoles et forestiers).

Valeurs par défaut disponibles

Des valeurs par défaut de stocks de carbone par type d'occupation du sol sont disponibles à des échelles de grandes régions (Steffen et al, 1998 ; Giec, 2006). Elles permettent de donner des ordres de grandeur, notamment pour les pays qui ne disposent pas de réseaux de mesures systématiques.

Valeurs utilisées en France pour les stocks de carbone des sols

Rusco et al. (2001) ont montré qu'en Europe, les valeurs de carbone des sols sont très hétérogènes et ne sont pas comparables entre elles. Un travail d'harmonisation est nécessaire, en lien avec le travail d'harmonisation des inventaires nationaux, tant pour les valeurs carbone, les données de biomasse forestière (inventaires forestiers nationaux), que les données de changements d'occupation du sol (enquêtes de terrain et données cartographiques). Cette situation a, depuis, peu évolué.

La France bénéficie de données systématiques sur l'ensemble du territoire ; notamment via le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS). Compte tenu des données disponibles et de l'expertise accumulée en France sur ces questions, on ne peut appliquer directement au territoire français des données par défaut (du Giec) mesurées ou estimées dans des conditions agronomiques pédologiques et climatiques très différentes. Les stocks de carbone à l'hectare utilisés dans l'inventaire français, notamment pour les boisements et les défrichements, sont fournis par l'Inra d'Orléans à un niveau régional. Ils proviennent du RMQS qui repose sur le suivi de 2200 sites répartis uniformément sur le territoire français, selon une maille carrée de 16 km de côté. Pour les zones artificielles et les autres terres, le RMQS ne fournit pas de valeur de stock de carbone, ce stock n'est donc pas déterminé pour les autres terres et estimé de manière simplifié pour les zones urbanisées en considérant que le stock de carbone des zones urbanisées est moitié moindre de celui des prairies qui correspond au stock de carbone maximum (zones humides exclues). Ce réseau de mesure constitue à ce jour la source la plus précise et couvrant de la façon la plus homogène l'ensemble du territoire pour l'estimation des stocks de carbone dans les sols de France. Les stocks les plus faibles se situent dans les sols peu profonds et caillouteux des grandes zones viticoles (vallées de la Saône et du Rhône, Bordelais, Languedoc-Roussillon) (15 à 40t/ha) ; dans les régions de culture intensive (Nord, Picardie, Bassin parisien, Beauce, Sud-Ouest) (40 à 50t/ha) ; les stocks les plus élevés se situent en régions forestières (par ex. Lorraine), bocagères (ex : Bretagne, Normandie) et dans les massifs de moyenne et haute

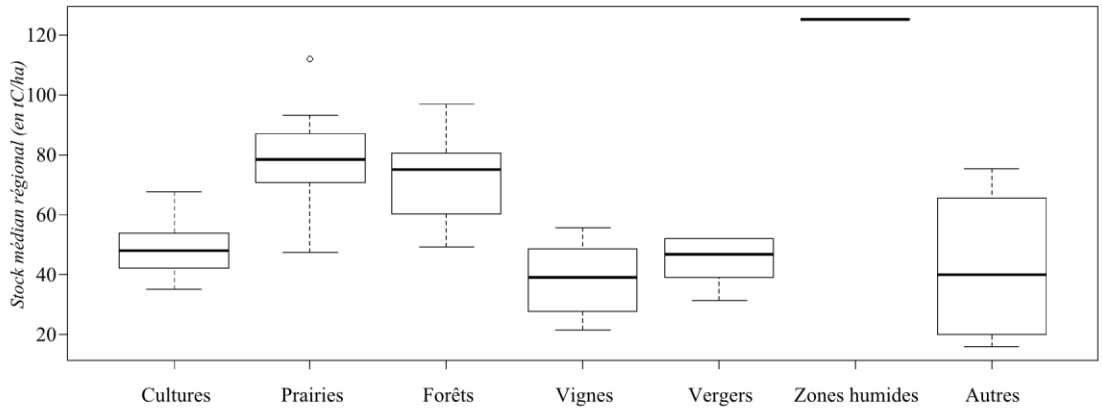
montagne (Ardennes, Jura, Pyrénées, Alpes et Massif central). Les valeurs les plus hautes concernent des zones humides (sols tourbeux, par exemple dans le Jura). La méta-analyse d'Arrouays et al. 2002 fournit des moyennes établies d'après la littérature pour des catégories similaires et permet de les comparer au RMQS (voir tableau ci-dessous).

Tableau 2.1 Comparaisons des stocks dans les sols d'après deux sources

RMQS/ InfoSol		**Arrouays et al. 2002**	
Catégorie d'occupation	***tC /ha (médiane)***	***Catégorie d'occupation***	***tC /ha (moyenne)***
Forêt	75	*Feuillus*	66,5
		Résineux	66
		Mixte	69
Prairie	78	*Lande*	59
		Prairie	68,5
		Pelouse	94
		Occupation complexe	67
Culture	49	*Terre arable*	43
Vignes	39	*Vignes et vergers*	32
Vergers	44		
Zone humide	125	*Zone humide*	94,5
Artificiel	39	*n.d.*	-

Source : RMQS (Infosol, 2015), médianes des stocks régionaux ; et Arrouays al 2002, moyennes pour la France (voir leurs sources pages 71-72). Les stocks de carbone organique des sols (0 à 30 cm) correspondent à des moyennes mesurées, ne sont pas à l'équilibre.

Fig.2.5 Variation des stocks de carbone régionaux du RMQS



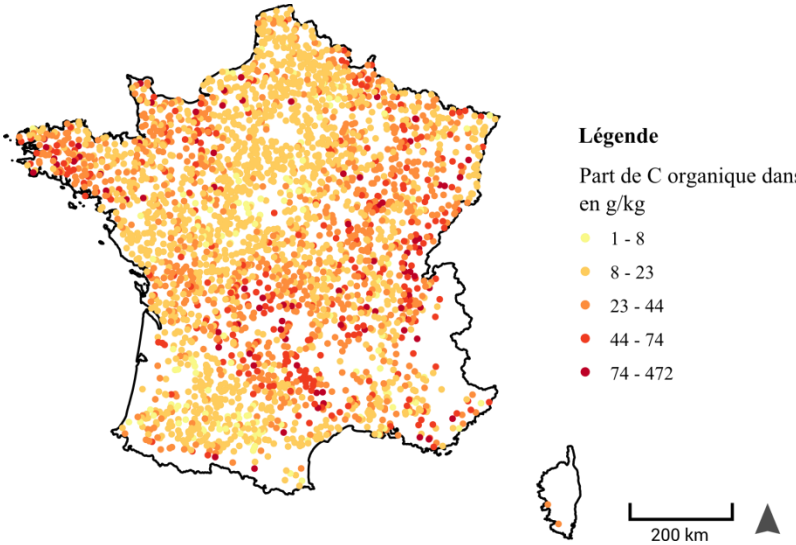
La variabilité des valeurs est liée, d'une part, à l'absence de mesure sur le long terme, et, d'autre part, à l'importance d'autres variables explicatives que l'occupation du sol (conditions pédoclimatiques, gestion, etc. (Arrouays et al, 2002).

Prélèvement d'échantillons de sol dans le cadre de l'enquête LUCAS

Au cours de l'enquête LUCAS 2009, certains points d'échantillonnage sont sélectionnés (en fonction du pays, de l'occupation du sol, de la pente, de l'altitude…) pour y prélever des échantillons de sol sur

l'horizon 0-20cm (Toth, et al. 2013). En France, 2952 points (sur 32329 points visités au total) ont été sélectionnés, dont 1613 en cultures, 380 en Foret, 830 en prairies et 53 en landes. Ces échantillons ont été analysés pour déterminer différents paramètres physico-chimiques, dont le taux de carbone organique dans le sol en g/kg (fig. 2.6).

Fig. 2.6 Taux de carbone organique du sol d'après l'enquête LUCAS

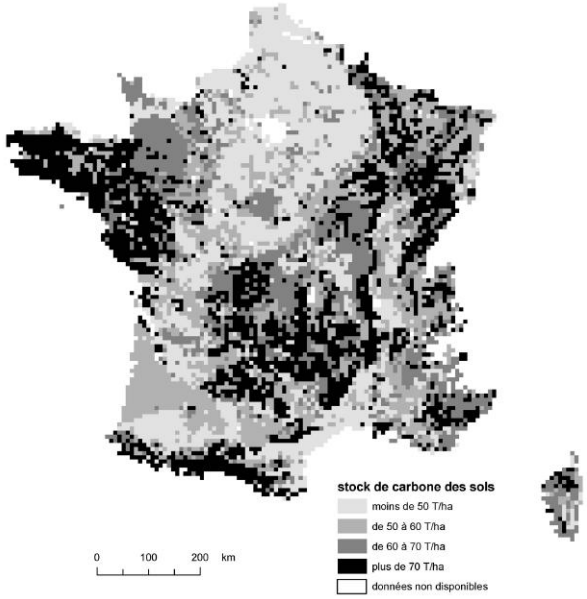


Plusieurs limites sont à souligner : d'une part, le plan d'échantillonnage a été prévu pour être représentatif des différents types d'occupation des terres, et non des différents types de sols. En outre, certaines catégories sont sous-représentées (zones humides, zones urbaines, sols organiques) et les points au dessus de 100m ne font pas l'objet de prélèvement de sol. En fin de compte, 43% des échantillons européens ont été prélevés en cultures (alors que la surface correspondante ne représente que 34% des sols européens). Une étude a été menée par le Centre européen de recherche (JRC) afin de déterminer les stocks de carbone à partir de ces taux de carbone organique et d'autres paramètres (notamment la densité apparente) obtenus via d'autres travaux : cela donne, en France, un stock moyen de carbone organique de 28g/kg (toute occupation du sol confondue), avec un écart-type de 11g/kg, ces valeurs étant purement indicatives au vu de la diversité de contextes (Toth, et al. 2013). En l'état, les points d'échantillonnage ne peuvent être utilisés tels quels en complément du RMQS par le Citepa.

Diversité spatiale des stocks

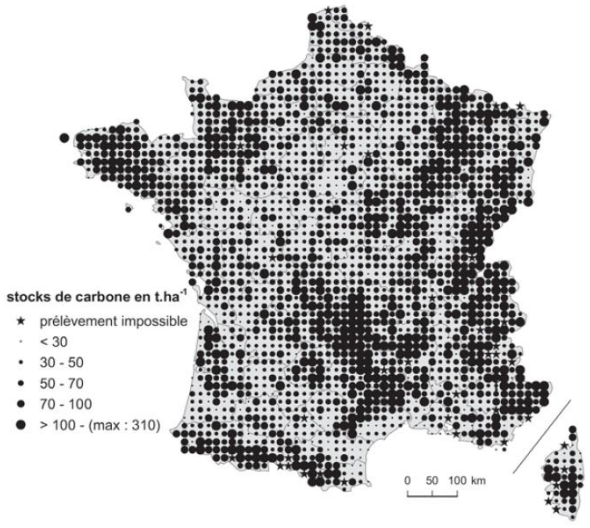
Plusieurs représentations cartographiques montrent la diversité spatiale des stocks de carbone en France (Arrouays et al 2002 ou Antoni & Arrouays (2011), Meersmans et al 2012)

Fig 2.7. Répartition des stocks de carbone dans les sols d'après Arrouays et al 2002



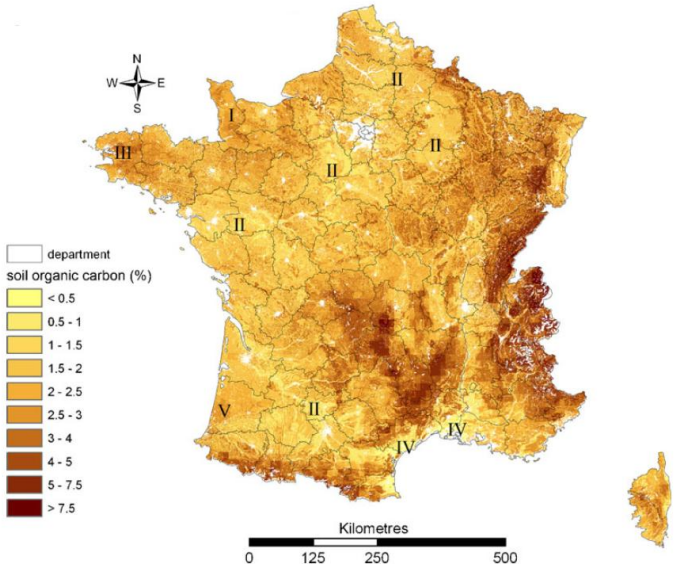
Cartographie des stocks de carbone sur l'horizon 0-30cm estimés par Arrouays et al, 2002 (p. 74), à partir de multiples bases de données et des estimations des auteurs. On distingue 4 grands ensembles avec des stocks importants : une zone couvrant la Bretagne et la Loire-Atlantique ; les espaces forestiers de l'Est (Ardennes, Vosges, Alsace, Jura) ; le Massif central et ses franges et enfin les montagnes (Alpes, Pyrénées, Corse).

Fig 2.8. Répartition des stocks de carbone dans les sols d'après le RMQS



Cartographie des stocks de carbone sur l'horizon 0-30cm mesurés par le RMQS en 2010 (Antoni et Arrouays, 2011 p.114). A la différence de la carte précédente (fig. 2.7), cette carte est construite à partir d'une source unique. Parmi les différences entre elles, le RMQS Normandie et foret des landes et alpes ont stocks plus élevés que Arrouays al. 2002. et zones moins élevées comme la Loire-Atlantique.

Fig 2.9. Répartition des taux de carbone dans les sols d'après Meersmans et al. (2012)



Cartographie des taux de carbone (en %) modélisés par Meersmans, et al (2012) à partir du RMQS. D'après ces auteurs, l'occupation du sol et les conditions climatiques sont les deux paramètres dominant la localisation des taux de carbone organique des sols, avec des taux maximaux dans les régions montagneuses à forte précipitations et des faibles concentrations dans des régions de grandes cultures et de cultures pérennes (II et IV sur la carte). Des taux intermédiaires sont liés aux prairies permanentes pâturées et aux précipitations (Bretagne, Normandie) ou au boisement (Landes, Est).

Stocks dans la biomasse forestière (forêt et bosquets)

Nous disposons de plusieurs références fournissant des valeurs de stocks de carbone dans la biomasse forestière en France : 59 tC/ha (Dupouey, Pignard et al., 1999), 71 tC/ha en général et 62 tC/ha en forêt de résineux, 76 tC/ha en forêt de feuillus, 80 tC/ha en futaie et taillis sous futaie, 39 tC/ha en taillis simple (Lousteau et al., 2004). Selon Dupouey et al. (1999) la forêt française concentre 860 Mt de C dans la biomasse[1].

Dans l'inventaire français réalisé par le Citepa, en forêt, pour la biomasse vivante aérienne, seules les essences arborées recensables[2] sont prises en compte, en lien avec l'IFN. Cela exclut les essences ligneuses du sous-bois, la flore herbacée et les plantes annuelles. Dans l'inventaire français, les valeurs de stock de carbone à l'hectare de la biomasse vivante forestière sont uniquement utilisées dans le calcul des émissions liées aux défrichements. Ces stocks sont estimés à partir de données IFN, ils ne correspondent pas aux stocks moyens en forêt mais aux stocks moyens perdus lors de défrichements. Le bois mort en forêt est estimé via des valeurs de l'IFN sur la mortalité sur pied, le bois issu de la mortalité naturelle ou de l'abandon des résidus de récolte (la valeur par défaut du Giec, 10 % de la partie aérienne récoltée abandonnée sur le site d'exploitation, a été validée par les experts forestiers français (Citepa, 2016b). Le stock de bois mort à l'hectare pris en compte dans les dynamiques de boisement ou de défrichement est estimé en métropole entre 1 et 2,5 tC/ha selon les types de peuplement. Le stock de la litière forestière[3] est estimé en moyenne en métropole à 9 tC/ha (Citepa, 2016): cette valeur est utilisée dans l'inventaire français. La biomasse vivante souterraine est

[1] dont 640 MtC dans les troncs et branches ; 140 MtC dans les racines ; 40 MtC dans le feuillage ; 40 MtC dans les ligneux bas, la végétation non ligneuse et le bois mort

[2] diamètre > 7,5 cm à la hauteur de 1,3 m

[3] branches mortes dont le diamètre est insuffisant pour être comptabilisé dans le bois mort, petites racines non prises en compte dans la biomasse souterraine, feuilles mortes, couches humiques et fumiques non prises en compte dans le sol

aussi prise en compte : elle inclut l'ensemble des racines à l'exception des racines fines prises en compte dans la litière et le carbone organique du sol. Dans l'inventaire français, les stocks et les variations de stock de carbone de la biomasse racinaire sont directement en lien avec la biomasse vivante aérienne. Ils sont estimés grâce à des facteurs d'expansion racinaire. La capacité de stockage d'une forêt varie au cours du temps, en fonction de la structure d'âge et de peuplement et selon les conditions climatiques : les forêts françaises, même vieillissantes, continuent de stocker du carbone (Carbofor, 2004 ; Nabuurs al. 2013, Stephenson et al. 2014)

Stocks dans les sols forestiers

Pour les années 1990, Dupouey et al. (1999) estiment le stock forestier métropolitain total à 1140 MtC (dont 120MtC dans l'humus et 1020 MTC dans les horizons minéraux). Ainsi, le stock de carbone forestier n'est pas principalement dans les arbres mais, à 57 %, dans le sol. Le stockage moyen dans ces sols est estimé à 79 tc/ha (Dupouey, Pignard et al 1999), et le réseau RMQS permet d'avoir une valeur médiane de 75tC/ha pour la France métropolitaine, avec des valeurs de moyennes régionales minimales en forêt méditerranéenne (50 tC/ha en Corse, 53 tC/ha en Provence Alpes Côte d'Azur) et maximales en Lorraine et en Franche-Comté (83 tC/ha). Il faut distinguer plusieurs types de forêt si l'on veut estimer au mieux leurs capacités respectives à stocker du carbone. Pour cela plusieurs critères distinctifs sont possibles. D'abord, il y a la distinction foret naturelle et foret secondaire. En France métropolitaine, la totalité (ou la quasi-totalité, voir chapitre 5) de la forêt est secondaire. Il est cependant possible de distinguer forêt plantée et forêt régénérée naturellement. Le stockage du carbone par les différents types de forêts plantées a été étudié par Winjum et al (1997).

Pour la variation du stock forestier, une comparaison de l'évolution des stocks mesurés par le réseau Renecofor est possible et tendrait à montrer une augmentation, en particulier en prenant en compte la litière (es litières et les sols forestiers se sont comportés comme des puits de carbone pendant la période (hausse moyenne dans les années 1990 et 2000 de +0,34 tC/ha/an) (Jonard et al, 2013) mais les variations mesurées ne sont pas significatives pour la France entière. En effet, les flux de carbone dans le sol et entre le sol et l'atmosphère au sein des écosystèmes forestiers varient non seulement en fonction des conditions pédoclimatiques mais aussi en fonction des essences et des types de peuplement (Granier et al, 2000). Le projet Biosoil[1], a mis en évidence une augmentation du carbone organique dans certains sols forestiers européens.

L'enjeu de l'accroissement et du maintien du puits forestier

D'après une étude du Citepa sur les données d'inventaires de 1990 à 1995 (Bouchereau, 1997), ce sont les estimations relatives à la forêt (surface et biomasse) qui affectent le plus fortement les flux. En particulier, l'exploitation forestière contribuait alors à hauteur de 90% aux émissions de CO_2, et l'accroissement des peuplements boisés comptait pour 97% dans le stockage total de carbone. D'un point de vue scientifique plus général, le rôle de puits de la forêt, actuellement et dans le futur, est encore incertain : il est difficile d'après les différentes mesures et modélisations de savoir si ce puits est toujours en hausse, ou s'il arrive à saturation. Plusieurs études constatent un puits plus fort dans les forêts que dans le passé (Luyssaert et al 2008, Phillips al 2008, Lewis al 2009, Pan 2011), en lien avec des effets des changements climatiques ; alors que d'autres résultats montreraient une tendance à la saturation et donc un rôle de puits moins grand voire un rôle de source à l'avenir

[1] Lancé dans le cadre du règlement «Forest Focus» (Règlement (CE) n° 2152/2003.)

(Nabuurs et al. 2013 ; Mackey al. 2013). Depuis 2005, le carbone absorbé par les forêts européennes a diminué, car les arbres ont diminué de volume, à cause des processus de sylviculture, de déforestation et de perturbations naturelles (feux, tempêtes). Certes, la forêt a augmenté en Europe, ce qui entraine un puits persistant, mais l'augmentation du puits est de plus en plus faible, voire en diminution. De plus, selon Nabuurs et al. (2013), le taux d'extension en surface de la forêt européenne s'est ralenti, et une proportion importante de cette afforestation est surtout issue de plantations de la seconde moitié 20^{e} siècle. Selon ces auteurs, même si ces forêts continueraient en partie de stocker du carbone, seul leur renouvellement permettrait de maintenir à long terme le rôle de puits de ces milieux.

Les arbres en contexte de cultures : haies et agroforesterie

La méta-analyse de Pellerin et al. (2013) permet de retenir une valeur moyenne de stockage additionnel de carbone dans les arbres et dans le sol en agroforesterie de 3,7 tCO_2e/ha/an sur 20 ans mais avec forte incertitude (la fourchette va 0,4 à 4,97 tCO_2e/ha/an) due à la variabilité des contextes de mesure (type de sol, climat, densité d'arbres, etc.) et des méthodes de mesure (profondeur mesurée). Cette même méta-analyse retient, pour le stockage additionnel de carbone, dans le sol et la biomasse, pour les haies champêtres, une valeur moyenne de 0,55 tCO_2e/ha/an (fourchette de 0,17 à 0,94 tCO_2e/ha/an) pour une haie de 60 mètres de long dans une parcelle cultivée ; et une valeur moyenne de 0,92 tCO_2e/ha/an (fourchette de 0,28 à 1,56 tCO_2e/ha/an) pour une haie de 100 mètres de long dans une prairie. Pour le stockage de carbone dans le sol uniquement sous une haie, l'ordre de grandeur de 0,10 tCO2e/ha/an peut être retenu (Antoni et Arrouays, 2007). Ces valeurs sont plus basses que d'autres études mais ne considèrent que le carbone durablement stocké et non une partie de l'accroissement ligneux pouvant être valorisé en bois de chauffage.

Les valeurs utilisées dans l'inventaire français pour l'agroforesterie sont issues d'une étude sur la biomasse des peupliers en France (Colin et al. 2009), même si les essences fréquentes en France dans les systèmes agroforestiers sont aussi les oliviers, les chênes verts, les frênes, les noyers et d'autres essences rares utilisées pour leur bois (alisiers, merisiers, etc.). La méta-analyse de Pellerin et al. (2013) utilise aussi des données de peupleraies, notamment du Canada. L'agroforesterie ne présente un avantage en terme de stockage de carbone que sur le temps long, au bout de dix ou quinze ans, et davantage pour les effets sur l'azote notamment (Liagre, 2016). La croissance des arbres est plus rapide en système agroforestier qu'en forêt : la compétition est moindre et les individus bénéficient des apports d'intrants (Chifflot et al, 2006 ; Nair et al, 2010). Cardinael (2016) a mesuré le stockage de carbone organique du sol dans cinq parcelles agrosylvicoles et dans une parcelle sylvopastorale en France. Les stocks de carbone ont été quantifiés de 20 cm à 2 m de profondeur selon les sols étudiés, avec une prise en compte de la distance aux arbres. Sur le site du domaine expérimental de Restinclières (Inra, plantation de 18 ans) un stockage additionnel de carbone a été observé jusqu'à 1 m de profondeur. Les taux de stockage de carbone ont été estimés à 0,25 ± 0.,03 tC/ha/an sur l'horizon 0-30 cm et à 0,35 ± 0,04 tC/ha/an sur 0-100 cm. Sur le réseau de parcelles de même culture étudiées, ce taux de stockage est de 0,24 ± 0,07 tC/ha/an sur 0-30 cm. Dans l'inter-rang, aucun effet de la distance à l'arbre sur les stocks de carbone n'a été mis en évidence. Les lignes d'arbres, occupées par une végétation herbacée, représentent les plus forts stocks de carbone. Il n'existe pas de relations allométriques pour les systèmes racinaires des arbres agroforestiers, et il demeure une incertitude sur la durée de vie des racines profondes. Le potentiel de l'agroforesterie est important si on le met en parallèle le stockage additionnel permis par cette pratique (+ 0,7 tC/ha/an) et le stockage additionnel nécessaire à la mise en place de l'objectif 4 ‰ (+0,2 tC/ha/an) (Cardinael, 2016).

Prairies

En général, la capacité des prairies permanents à stocker du carbone a longtemps été sous-estimée (Janssens et al., 2003) mais des travaux récents tendent à montrer que les sols des prairies permanentes, en Europe, pourraient stocker et stabiliser davantage de carbone que les sols forestiers (Ciais et al., 2010).

Pour les prairies gérées. De manière générale le couvert prairial a un impact positif sur la structure des sols et la teneur en matière organique. Les stocks sont généralement plus importants que sous culture, avec en moyenne 78 tC/ha/an (contre 50 tC/ha/an sous culture) selon le RMQS[1]. Une prairie stocke plus de carbone car contrairement à une culture, une faible proportion de végétal est exportée : la biomasse est davantage conservée (biomasse vivante aérienne) et son système racinaire est plus développé (biomasse vivante souterraine) ; de plus la couverture prairiale stabilise les agrégats qui protègent les résidus végétaux de l'action des micro-organismes dans le sol (Pellerin et al. 2013). Le stockage de carbone dans les prairies gérées dépend de plusieurs facteurs influençant l'apport de matières organiques, la production végétale ou encore le maintien du carbone dans sol : durée de la saison de pâturage, durée d'exploitation des prairies temporaires dans les rotations culturales, intensification des prairies peu productives, intensité de gestion (nombre de fauches…) et de fertilisation, fréquence de retournement (Pellerin et. al 2013). L'accumulation de carbone dans le sol des prairies est principalement due à l'apport et au maintien de matières organiques, en premier lieu par l'apport racinaire du couvert herbacé. L'apport de matières organiques est aussi lié aux déjections du bétail, pouvant entrainer une distribution très hétérogène et ne concerner qu'entre 10 et 20% des surfaces pâturées seulement (ADEME, 2015). Les modalités de gestion des prairies affectent le carbone organique du sol mais aussi le stockage de carbone par production primaire de biomasse, via la dynamique des communautés végétales présentes et leur fonctionnement (effet des stratégies de croissance) (Louault et al, 2005).

Enfin, dans le cadre des méthodes d'inventaire, un facteur de déstockage ou de stockage additionnel [2] de est appliqué en fonction du type de gestion : 0.95 pour une prairie moyennement dégradée; 0.70 pour une prairie fortement dégradée et 1.14 pour une prairie améliorée – avec facteur supplémentaire de 1.11 en cas d'apport (Giec, 2003a).

Prairies extensives et espaces ouverts de type prairie sèche. Nagler et al. (2015) ont quantifié pour la première fois le stockage de carbone dans des prairies à mélèzes alpines. Il s'agit d'espaces à boisement clair, traditionnellement agro-forestiers, en déprise ou en intensification depuis la moitié du 20^{e} siècle. Les 166 sites étudiés sont répartis dans l'extrême nord de l'Italie mais des espaces similaires (mélezins paturés) existent dans les Alpes françaises (Legeard et al. 1997). L'étude a mesuré le carbone stocké dans la biomasse sous-terraine et aérienne ainsi que dans le sol (horizon de 0 à 20 cm), et selon quatre types de dynamiques (utilisation intensive, extensive, pâturée, et abandon). Les résultats montrent un stockage entre 184 et 265tC/ha, avec une hausse générale du stockage de CO_2 dans tous les compartiments en cas d'abandon en raison de l'enfrichement. En Belgique, durant la période 1960-2006, Van Wesemael et al. (2010) ont lié l'évolution de la teneur en carbone des sols agricoles et l'évolution des pratiques agricoles (le drainage est associé à un meilleur stockage, et la conversion de cultures en prairies a des effets positifs sur le stockage pendant plusieurs décennies).

[1] Les profils RMQS montrent que cet écart se renforce dans les horizons plus profonds.
[2] par rapport au stock médian classique utilisé dans l'inventaire.

Le stock total de carbone sous prairie est estimé en France entre 2.9 et 3.3 milliards tCO_2e. Si les surfaces de prairie se maintiennent mais que les pratiques s'améliorent (allongement de la durée de pâturage, durée de vie de PT, intensification modérée des prairies peu productives…) alors la possibilité de stockage additionnel est estimée à 2.5 Mt CO_2e/an d'ici 2030 (Pellerin et al. 2013). Si l'on accroit la durée de vie moyenne des prairies temporaires, le stockage additionnel est de 520 $kgCO_2e$/ha/an (ADEME, 2015).

« Sur la base d'une revue de littérature, le CAS (2009) propose pour les prairies permanentes françaises les estimations suivantes : -0,2 à -0,4 tC/ha/an (…)*, soit 0,72 à 1,44 tCO_2/ha/an. -70 tC/ha pour le stock de carbone, soit 252 tCO_2/ha dont 100 % dans les sols, le stockage dans les parties aériennes étant jugé négligeable. »* (Puydarieux et Devaux 2013).

Cultures

Les stocks de carbone des sols cultivés varient selon différents paramètres : type de sol, conditions pluvio-climatiques, système de cultures, rotations, degré de travail du sol, présence de haies et d'arbres, etc. (Wylleman et al. 2001). Le carbone organique des sols agricoles peuvent avoir tendance à baisser, en raison du retournement des prairies et de l'intensification des cultures. En Angleterre on a observé une baisse des taux de carbone organique des sols agricoles entre 1980 et 1990 (Loveland, cité par Rusco 2001). Les stocks varient en France autour de 15 à 40 tC/ha en zone viticole avec sol peu profond, 40 tC/ha en zone de culture intensive, jusqu'à plus de 60 tC/ha en zones cultivées en milieu humide, semi-montagnard et avec bocage. (Antoni et al. 2011). Le RMQS retient pour les cultures un minimum de 42 tC/ha en Corse et de 62 tC/ha en Franche-Comté.

Le stockage additionnel permis par l'apport de déchets organiques est relativement faible ; il est de 0,15tC/ha/an par les cultures intermédiaires (lié à l'enfouissement des résidus et au l'action des racines), et de 0,10 tC/ha/an par l'enherbement et par l'implantation de haies. Une jachère nue déstocke 0,6 t C/ha/an. Les techniques culturales sans labour peuvent permettre un gain additionnel de 0,20tC/ha/an. (Antoni & Arrouays 2007). Les pratiques culturales favorables au stockage du carbone dans le sol ont pour but de protéger et d'enrichir les sols afin d'éviter les flux sol→atmosphère et de favoriser l'accumulation de carbone organique : la couverture hivernale du sol, l'implantation, la réimplantation ou la conservation des haies et des systèmes bocagers en général ; la restitution des résidus de cultures ; etc. Ce stockage additionnel peut être obtenu par un accroissement des restitutions de matières organiques au sol et par des pratiques culturales retardant leur minéralisation : abandon du labour (diminution de la perte de carbone par oxydation des matières organiques)[1]. Ce stockage additionnel reste difficile à vérifier car l'abandon du labour est difficile à prouver et car le phénomène est variable (Arrouays et al. 2002). En effet, les données disponibles proviennent surtout de comparaisons entre semis direct et labour réalisées en Amérique du Nord, et certaines comportent des biais méthodologiques : surestimation par des mesures effectuées seulement sur des horizons superficiels (le semis direct entraine une stratification de la matière organique : les horizons 0-20 cm stockent du carbone et les horizons plus profonds en perdent) et durées d'étude trop faibles (or la cinétique du stockage de carbone n'est pas linéaire : elle est d'abord rapide puis atteint un plateau après plusieurs décennies.) (Pellerin al. 2013). Le projet 4 pour 1000 vise justement à cibler ces effets de stockage additionnel induits par certaines pratiques pour que les sols agricoles atténuent davantage les émissions de GES.

[1] L'effet du labour et du non-labour sur le stockage de carbone dans les sols reste encore très débattu.

Tableau 2.2 stockages additionnels dans les sols cultivés liés aux pratiques agricoles

Pratique	***Stockage additionnel en tC/ha/an***
Semis direct	+ 0,15 tCha/an
Labour	+0,05 à +0,10tC/ha/an
Cultures intermédiaires semées	+0,87 tCO2e/ha/an
Cultures intercalaires (hivernales)	+0,58
Cultures intercalaires (permanent, inter-rangs)	+1,19
Cultures intercalaires (permanent, intégral)	+1,80

Valeurs moyennes de la littérature, selon la compilation de Pellerin et al, 2013). Il s'agit des valeurs de stockage obtenues en plus du stockage induit par les scénarios classiques n'incluant pas ces pratiques.

La capacité d'un sol cultivé à stocker du carbone augmente avec les quantités de matières organiques restituées et avec l'implantation de cultures intermédiaires (pratique encouragée par la Directive Nitrates) et de couverts pérennes en périphérie de parcelle (pratique des bandes enherbées encouragée par la conditionnalité des aides PAC). Certaines cultures intermédiaires ont pour effet de limiter les pertes de nitrate (ce sont les cultures intermédiaires pièges à nitrates ou CIPAN[1]), donc participent à la fois à la réduction du CO_2 et du N_2O atmosphériques (et aussi indirectement car ils permettent une diminution des intrants azotés).

Van Wesemael et al. (2010) ont mesuré en Belgique l'évolution du carbone des sols agricoles entre les années 1960 et 2006 en lien avec l'évolution des pratiques agricoles sur les parcelles concernées : en culture, ils observent une augmentation du carbone uniquement dans les sols sablonneux en raison de l'augmentation des apports organiques. Ils montrent que ce sont surtout les pratiques agricoles qui entrainent une variation du stock, alors que les tendances climatiques n'ont aucun effet significatif à l'échelle de la Belgique. Dimassi al. (2014) ont aussi étudié les dynamiques des stocks de carbone sous cultures sur le temps long et ont montré qu'elles n'étaient pas linéaire, qu'elles variaient notamment selon le bilan hydrique du sol et qu'une hausse du stockage observée après un changement de pratique (réduction du labour) s'estompait au bout de 25 ans environ.

Vignes et vergers

Les stockages induits dans le sol par l'enherbement des inter-rangs dans les vignes et vergers sont l'ordre de 0,40 et t C/ha/an (Antoni & Arrouays 2007).

L'artificiel bâti et revêtu

Dans le cadre des inventaires pour la CCNUCC et leur cadre méthodologique issu du Giec, on considère généralement zones artificielles d'un seul tenant. Dès lors, choisir une valeur de stock de carbone pour la catégorie « artificiel » n'a pas beaucoup de sens. Raciti et al. (2012) ont montré l'importance de partager des définitions cohérentes du terme « urbain » pour ne pas dresser de conclusions incohérentes quant au carbone stocké par ces espaces. Ici donc nous séparons l'artificiel bâti et revêtu de l'artificiel ouvert (nu ou végétalisé).

Les sols artificialisés bâtis ou revêtus sont des sols fortement dégradés (tassés, recouverts, déplacés, modifiés, etc.). Néanmoins, les sols compris dans la classe d'occupation « artificiel » recouvrent des situations très diverses et tous les sols concernés ne sont pas intégralement dégradés et peuvent encore fournir des services écosystémiques.

Une littérature croissante démontre la capacité de ces sols à stocker du carbone (Pouyat et al. 2002 ; 2006, Churkina et al. 2010, Edmondson et al. 2012). Le tableau 2.3 présente une méta-analyse de la littérature sur les stocks de carbone des sols artificiels bâtis et revêtus.

[1] Il peut s'agir de légumineuses (trèfle, luzerne…) ou d'autres espèces (moutarde, phacélie…).

Tableau 2.3. Stocks de carbone dans les sols bâtis et revêtus.

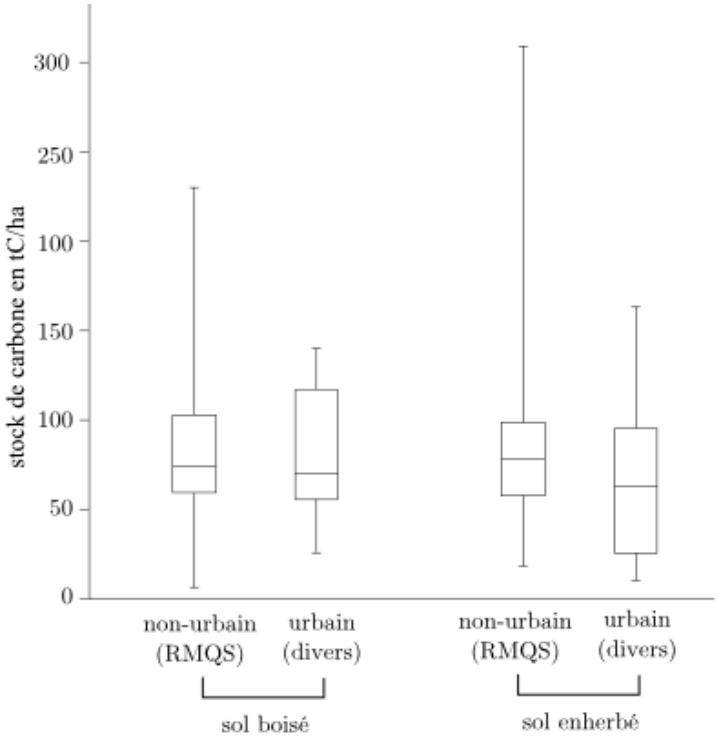
		stock				équivalent	
		kg/m2	t/ha	référence	profondeur	0-100cm	0-30cm
sols urbains recouverts, imperméabilisés							
Angleterre	routes, parkings	6,7	*67*	Edmondson et al, 2012	40-100cm	*67*	*57*
Angleterre	chemins, trottoirs	13,5	*135*	-	15-100cm	*135*	*115*
USA	sol imperméabilisé	3,3	*33*	Pouyat et al, 2006	0-100cm	*33*	*28*
Chine	sol imperméabilisé	2,46	*24,6*	Wei et al, 2014	0-20cm	*35*	*30*
USA	terres résidentielles	5,8	*58*	Raciti et al, 2012	0-100cm	*58*	*49*
Corée du Sud	sols urbains	*2,48*	24,8	Jo, 2002	0-60	*26*	*22*
Corée du Sud	sol nu	1,8	*18*	Bae et Ryu, 2015	0-100cm	*18*	*15*
sols urbains enherbés							
Angleterre	espaces verts enherbés	8,6	*86*	Edmondson et al, 2014	0-21cm	*123*	*104*
Angleterre	jardins enherbés	9,9	*99*	-	0-21cm	*141*	*120*
Angleterre	pelouse urbaine	5	*50*	Beesley, 2012	0-15cm	*95*	*81*
-	-	2	*20*	-	15-30cm	-	-
-	-	1	*10*	-	30-50cm	-	-
-	-	1,3	*13*	-	50-75cm	-	-
Chine	non imperméabilisé	7,59	*75.9*	Wei et al, 2014	0-20cm	*108*	*92*
USA	pelouse résidentielle	12,2	*122*	Pouyat et al, 2006	0-100cm	*122*	*104*
USA	pelouse résidentielle	16,3	*163*	-	0-60cm	*172*	*146*
Corée du Sud	pelouse de parc urbain	4	*40*	Bae et Ryu, 2015	0-100cm	*40*	*34*
sols urbains arborés et buissonnants							
Angleterre	jardins arborés	13,5	*135*	Edmondson et al, 2014	0-21cm	*193*	*164*
USA	forêt urbaine	4,2	*42*	Raciti et al, 2012	0-10cm	*93*	*79*
Corée du Sud	sol zone humide en parc	14	*140*	Bae et Ryu, 2015	0-100cm	*140*	*119*
Corée du Sud	foret urbaine mixte	10	*100*	-	0-100cm	*100*	*85*
Corée du Sud	foret urbaine conifères	7	*70*	-	0-100cm	*70*	*60*
Corée du Sud	foret urbaine feuillus	7	*70*	-	0-100cm	*70*	*60*
Australie	Parc arboré	*2.7*	26.6	Schwendenmann et Neil, 2014	0 - 5cm	*177*	*151*

En italique : valeurs recalculées pour être normalisées. Ces chiffres issus d'une analyse bibliographique internationale sont très hétérogènes car ils sont issues de travaux très divers. En effet, il est difficile de généraliser les mesures effectuées sur des sols urbains car leurs conditions peuvent être très différente même s'ils appartiennent à la même catégorie d'occupation du sol : certains sols peuvent être très peu affectés (ex : foret périurbaine ancienne) et d'autres être des anthroposols (sol recréé, remanié). La figure 2.10 ci-après met ces valeurs en regard des mesures du RMQS en France.

L'artificiel « vert »

La capacité des sols urbains à stocker du carbone est d'autant plus grande que le sol n'est pas imperméabilisé et que la végétation (strate herbacée et arborée) est importante (Townshend et al, 2010; Raciti et al, 2011). Différentes méthodes permettent d'estimer les valeurs de carbone des sols et de la biomasse en milieu urbain : échantillonnage, gradients, cartographie à haute résolution (Pouyat et al, 2002 ; Davies et al, 2011 ; Pélissier et al, 2012 ; et Maingre, 2014 pour Paris). Le potentiel de séquestration de carbone des forêts urbaines et des parcs est souligné par la littérature (Zhao et al, 2010 ; Edmondson et al, 2012, 2014 ; Bae et Ryu, 2015). Cela peut constituer une information stratégique, notamment dans une approche de bilan carbone d'une région urbaine, ces espaces verts pouvant compenser une partie des émissions de GES liées aux activités de la ville[1]. Ce potentiel peut même être optimisé via des changements de pratiques de gestion de ces forêts (Zhao et al, 2010).

Fig. 2.10 Comparaison entre stocks des sols urbain et non urbain, à couverture similaire



Comparaison entre les valeurs obtenues dans la littérature pour les sols urbains boisés et enherbés et les valeurs mesurées (RMQS) pour les sols non-urbains boisés et enherbés. On compare ici, à couverture du sol équivalente (boisée ou enherbée), la valeur de stock dans les sols urbains (littérature) et non-urbains (RMQS). On observe que les valeurs compilées dans la littérature, même hétérogènes, présentent une cohérence avec le RMQS : le caractère urbain n'est pas forcément le signe d'un stock moindre. Le différentiel est légèrement plus marqué pour les sols enherbés, car les situations restent très contrastées (cela inclut des sols riches en carbone comme les prairies pâturées dans le RMQS et des sols plus pauvres comme des pelouses urbaines).

Zones humides

Dans un sol très peu aéré, tassé et hydromorphe (gorgé d'eau), les matières organiques s'humifient très peu, entrainant gleyfication puis formation de tourbe, sol très riche en carbone

[1] Ainsi, selon Zhao et al (2010), les espaces verts de la région urbaine de Huanzhou: compensent au total 19% de ses émissions.

organique. Il s'agit d'accumulation de carbone organique sans minéralisation ni humification. La préservation du carbone stocké dans les tourbières et autres zones humides a été inscrite au niveau international avec l'appui de l'UE dans les accords passés sur la lutte contre le changement climatique. L'Union européenne projette de comptabiliser ce stock de carbone et les flux associés à partir de 2020. Les tourbières sont surtout présentes en zones boréales et tropicales, et représentent peu d'enjeu en France. L'ensemble des tourbières du monde (près de 400 millions d'ha) stockent environ 1,4 Gt de carbone (soit l'équivalent des ¾ du carbone atmosphérique). Un rapport méthodologique spécifique du Giec présente les méthodes pour comptabiliser ces surfaces dans les inventaires nationaux (Giec, 2013).

2.3.3 Les estimations actuelles des flux par conversions-types

Tous les flux en général

Certaines conversions entraînent plus de flux de GES que d'autres. Il s'agit des conversions qui impliquent un changement important de la quantité de biomasse (en la détruisant ou en la créant) ou de la qualité des sols (couverture des sols, assèchement des zones humides, etc.). Chaque dynamique paysagère et territoriale correspond à différentes transitions entre catégories (ici les catégories Giec) d'occupation du sol :

Tableau 2.4 correspondance entre dynamiques et conversions-types

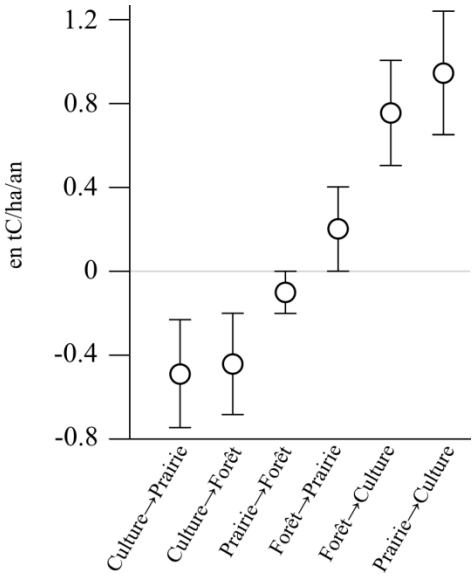
dynamique	catégorie d'origine	catégorie de destination
Déforestation	Forêts	Artificiel, Cultures, Autres, Prairies
Artificialisation	Cultures, Forêts, Zones Humides, Autres, Prairie	Artificiel
Enfrichement	Cultures, Autres, Prairies	Forêts, Prairies (ligneux hors forêts)
Drainage	Zones Humides	Artificiel, Cultures, Prairies

Ces différentes transitions entrainent des flux qui n'ont pas le même rythme, car les vitesses d'évolution du carbone ne présentent pas les mêmes cinétiques selon que le carbone est stocké ou émis, selon le type de biomasse et de sol, etc. Ainsi, deux transitions opposées (par exemple forêt→culture et culture→forêt) ne s'annulent pas mutuellement car leurs effets sont différenciés dans le temps.

Les flux sont ici considérés de manière égale. Or, dans une logique d'inventaire officiel à visée politique et stratégique, tous les flux ne sont pas également pris en compte. Certains flux sont calculés mais ne sont pas intégrés dans la comptabilité carbone officielle. En effet celle-ci tient compte de règles de comptabilisation complexes et évolutives[1]. Il faut donc être prudent lorsque l'on compare des travaux mesurant l'impact climat de différents changements d'occupation du sol : selon qu'elle s'appuie sur l'inventaire final ou sur des valeurs complètes totales, la portée de l'analyse est différente.

[1] plafond maximum de prise en compte d'un puits, comptabilisation optionnelle de certaines catégories, prise en compte partielle, etc.

Figure 2.11. Comparaison des flux de carbone dans le sol selon différentes conversions



D'après Arrouays et al (2002). Il s'agit du stockage moyen annuel dans le cadre d'un scénario à 20 ans. La barre d'erreur correspond à l'IC à 95 %. La conversion d'une prairie en culture émet 1 tC/ha/an sur 20 ans ; l'abandon de la culture au profit de prairies ou de boisement stocke 0,5 tC/ha/an sur 20 ans. Ces valeurs sont cohérentes avec la littérature (Guo et Gifford, 2002).

Enfin, dans l'inventaire UTCATF, les conversions impliquant la catégorie d'utilisation "*autres terres*" n'entraînent ni émission ni séquestration de carbone dans l'inventaire français car on ne dispose pas d'estimation de stocks de carbone associé. Cette catégorie ne représente que très peu de surfaces en France et elle est encore moins présente dans les surfaces de changements d'occupation du sol.

L'afforestation

L'afforestation représente un potentiel important de séquestration de carbone à moyen terme, dans la biomasse aérienne, en particulier en cas d'espèces à croissance rapide (CGAAER, 2015). Mais pour comprendre ce potentiel en totalité et sur le long terme, il faut prendre en compte les flux dans le sol et notamment l'effet de la conversion entre l'ancienne occupation et la forêt ; mais aussi le rôle de la biomasse aérienne et souterraine. Pour le stock de carbone du **sol uniquement** transition prairie pâturée à forêt, la littérature indique à la fois des valeurs de diminution (Guo & Gifford, 2002) et des valeurs d'augmentation (Mu et al., 2014), cette variation étant due aux différences de situations, de temporalité et de périmètre, au nombre de relevés et aux conditions de l'étude (Stevens & van Wesemael, 2008). Stevens et Wesemael (2008) ont calculé l'évolution des stocks de carbone dans les sols en réponse à l'afforestation et à la déforestation, dans les Ardennes belges, entre 1868 et 2005. Sur la période entière, le flux net est un puits (faible) de 0,16 tC/ha/an. Ils notent aussi l'effet des types de plantation : les sols sous forêts de feuillus stockent moins que sous conifères (la matière organique s'y décompose mal). Concernant les stocks de carbone dans la **biomasse**, il ne faut pas considérer que l'augmentation des surfaces forestières entraine forcément une hausse du puits : pour l'Europe en particulier, les conditions de gestion forestière et le choix des essences ont un impact important sur le bilan carbone forestier. En étudiant l'historique des forêts européennes, on remarque que la hausse de la surface forestière depuis le 19^{e} siècle s'est accompagné d'un changement de composition, avec une part plus importante de conifères (pour faciliter la production de bois), et cela entrainerait un stock de carbone sous forêt moins élevé (de 3,1 MdtC) qu'en 1750 (Naudts et al, 2016).

La déforestation et le défrichement

Les valeurs de stock de carbone à l'hectare de la biomasse vivante forestière utilisées pour les défrichements sont estimées à partir de données IFN[1], elles ne correspondent pas aux stocks moyens en forêt mais aux stocks moyens dans les surfaces forestières qui ont été défrichées. Lors d'un défrichement une grande partie ou la totalité de cette biomasse est perdue[2].

L'artificialisation

La perte de carbone engendrée par l'artificialisation des sols (imperméabilisation, compaction, etc.) est encore mal quantifiée car elle recouvre des situations très différentes, comme le montrent les estimations disponibles dans la littérature concernant les stocks des sols urbains (voir plus haut.) Wei et al. (2014) ont mesuré une diminution de la densité de carbone organique, dans l'horizon 0-20 cm, dans les sols une fois imperméabilisés. Une fois recouvert, le carbone organique du sol a une tendance à la décomposition et un temps de résidence plus faibles qu'en situation libre (non-recouvert), mais les mécanismes précis expliquant cette perte de carbone restent incertains.

Les flux liés aux échanges entre prairie et culture

Cette dynamique constitue un des flux majeurs dans l'inventaire. Or elle correspond en partie à des faux positifs (liés à TerUti) : il ne s'agit pas en réalité de retournements de prairies permanentes ni même d'abandons de terres cultivées mais il s'agit en partie de changement de statut (réel ou par interprétation lors de la création de la donnée) d'un sol qui en réalité a un usage constant.

Le déstockage de carbone lié au retournement d'une prairie permanente dépend du stock accumulé précédemment par cette prairie. Il a été estimé entre 0 à 3,4 tC/ha/an (Loiseau et al. 1996) ; ou Ainsi, entre 6,2 et 11 tCO_2e/ha/an pendant les deux ou trois premières années suivant le retournement (Acharya et al, 2012); les valeurs étant moindres si la prairie était temporaire.

Les principaux flux estimés concernent des conversions entre les catégories cultures et prairies. Trois raisons principales expliquent l'importance de ces flux, comme nous le verrons plus loin : l'ensemble des terres agricoles (Cultures, Prairies, infrastructures associées) couvrent la majorité du territoire (environ les 2/3) ; pour des raisons économiques notamment, on observe une importante variabilité des successions culturales et des pratiques agricoles ; des confusions sont possibles dans la détection entre prairie temporaire (utilisation « Cultures ») et véritable prairie permanente (utilisation « Prairie »). Cette prédominance des flux prairie-culture a amené à des réflexions stratégiques sur la mobilisation possible des terres cultivées et en prairie pour réduire les émissions de GES et séquestrer davantage de CO_2 dans ces terres (Arrouays et al, 2002 ; Pellerin et al, 2013 ; CGAAER, 2015).

Sur une période de 20 ans, l'émission de carbone associée à une conversion de prairie en culture est de 1tC/ha/an, soit deux fois plus rapide que le stockage induit par une séquence culture-prairie (0,5 tC/ha/an) (Antoni et Arrouays, 2007). Van Wesemael et al. (2010) ont aussi démontré l'importance du temps long dans ces processus : l'effet de stockage après conversion d'une culture et prairie dure est mesuré pendant plus de 50 ans.

[1] données transmises au CITEPA

[2] une fraction est directement brûlée sur site, le reste est utilisé hors site

Synthèse : le rôle des changements d'occupation du sol dans les flux de GES en France

A mesure que la science s'intéresse aux changements climatiques, la communauté scientifique et les acteurs politiques s'intéressent au territoire comme moyen possible d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre par la capacité naturelle de la biomasse à capter du carbone. Les engagements internationaux de la France en matière de réduction des émissions de gaz à effet de serre ont entraîné une attention renouvelée sur le rôle de puits de carbone du territoire, et des dynamiques de ce potentiel de stockage à court et moyen terme.

Enjeu général en France

En France, l'ensemble du secteur UTCATF constitue un puits net, c'est-à-dire que les absorptions (stockage) sont plus importantes que les émissions (déstockage). La possibilité de recourir à cette capacité de stockage dans les sols, les terres agricoles, les prairies, les forêts fait l'objet de recherches soutenues par les acteurs politiques et territoriaux. Il existe une demande institutionnelle et politique d'établir état des stocks et potentiels pour intégrer la politique territoriale à la stratégie de réduction des émissions de GES. Comme les émissions sont plus rapides que le stockage, il est plus judicieux de conserver les surfaces stockant du carbone et limiter les conversions entrainant de fortes émissions car ces déstockages mettront du temps à être compensés par du stockage.

La préservation des stocks naturels de carbone, le maintien voire le renforcement du rôle de puits de carbone de certains écosystèmes passe par différents objectifs de gestion territoriale. Cela consiste d'abord à protéger les milieux stockant du carbone, en limitant leur conversion et notamment leur artificialisation ; il s'agit ensuite d'appliquer une gestion forestière favorisant le stockage de carbone et le maintien du puits à long terme ; et enfin de développer des pratiques agricoles dites « stockantes » (Arrouays et al. 2002 ; Pellerin et al, 2013 ; CGAAER 2015). A chacun de ces objectifs correspondent diverses stratégies politiques régionales, nationales ou internationales présentées dans le chapitre 1, notamment le programme « 4 pour 1000 » (voir section 1.4).

Conclusion du chapitre 2

L'inventaire UTCATF repose sur le croisement deux grands types de données : des estimations sur les stocks et les flux de carbone dans les différents types d'occupation du sol et pour les différentes conversions possibles d'une part ; et des estimations sur les surfaces annuelles concernées par ces occupations et ces conversions. De nombreuses incertitudes demeurent pour le premier type de données. Nous allons maintenant nous intéresser plus particulièrement aux incertitudes sur le second type.

Ce chapitre souligne les incertitudes quant à la variabilité spatiale et temporelle des stocks de carbone dans le sol en particulier. Or, la méthode actuelle de l'inventaire UTCATF repose sur des données d'échantillonnage non diachroniques. Ce chapitre propose un résumé des connaissances sur le sujet, sur les autres données disponibles ainsi que des estimations consolidées pour les sols urbains.

Enfin, soulignons que la complexité des phénomènes de stockage et de flux de carbone dans le sol et la biomasse entre en opposition avec la nécessité de simplification de l'exercice comptable et politique des inventaires UTCATF.

Chapitre 3

Etat de l'art sur l'analyse quantitative des changements d'occupation du sol, et ses limites

*« En matière d'occupation du sol, '*è parso più conveniente andara dritto alla verita effettuale della cosa che all'immaginazione di essa*' (Machiavelli), il est même possible d'ajouter que ce qui donne le plus à penser dans le domaine de l'occupation du sol qui donne à penser est que nous ne pensons pas encore l'occupation du sol »* Yves Heymann (cité in Perdigão & Annoni 1993) [*il m'a semblé plus convenable de suivre la vérité effective de la chose que son imagination*].

Notre travail a pour point de départ l'estimation des changements d'occupation des sols dans le cadre des inventaires UTCATF. Cependant nous allons voir que les questions associées à cette estimation, les différentes méthodes pour y parvenir, la définition des catégories, etc., s'inscrivent en réalité dans un ensemble de travaux d'une communauté de recherche ayant développé des pratiques et des concepts spécifiques.

Nous en faisons d'abord l'épistémologie pour comprendre émergence d'une science des LUCC dans un contexte scientifique précis, au sein d'une communauté. Puis nous allons voir quels sont les concepts et analyses partagés par cette communauté. Cela nous permet d'une part de replacer nos objectifs au sein des axes de recherche poursuivis par cette communauté et, d'autre part, d'expliciter le vocabulaire propre à cette science que nous allons utiliser pour nos travaux. Cette mise en contexte est indispensable : nous nous appuierons justement sur la porosité de certains concepts et sur l'influence des représentations sous-jacentes pour comprendre les incohérences et incertitudes associées aux données.

Le chapitre sera structuré en quatre parties :

3.1 Comment est née et a évolué la science consacrée à l'occupation du sol ?

3.2 En quoi les méthodes permettant de suivre l'occupation du sol diffèrent-elles et quelles sont les plus pertinentes ? Comment les rendre compatibles ?

3.3 Comment comprendre les sources d'incertitudes ?

3.4 Quels enseignements tirer de cet état de l'art ?

3.1. Epistémologie : la science des changements d'occupation du sol

3.1.1 Historique des recherches sur l'occupation du sol

Le suivi et l'explication de l'évolution de l'occupation du sol[1] sont des préoccupations anciennes (voir Introduction générale et Chapitre 1) aux fondements de la géographie de l'environnement. Sans être toujours évoqués dans ces termes, les changements d'occupation du sol ont toujours été un objet central des sciences de l'environnement.
L'analyse quantitative rigoureuse est liée à l'essor des techniques, d'une part mathématique/statistique, et d'autre part des méthodes de suivi et de production de données appliquées à des surfaces importantes. L'intérêt pour la cartographie quantitative remonte aux années 1870 (Palsky, 1996) et depuis lors, de très nombreux travaux ont été menés sur l'occupation du sol, sa mesure, son suivi, l'analyse de ses dynamiques. Cependant, ces travaux sont extrêmement divers et l'occupation du sol peut être traitée selon des angles et des approches très variés. Il s'agit ici de revenir rapidement sur l'historique, en France principalement, des travaux traitant de l'occupation du sol et ayant mis en place des approches, des concepts, des méthodes et des outils d'analyses encore pertinents. Le contexte de nos travaux diffère grandement du contexte de ces travaux historiques, tant au niveau des données disponibles et des systèmes d'analyses, que des enjeux associés. Néanmoins, ces travaux ont été à l'origine de questionnements sur le suivi de l'occupation du sol, sur sa représentation et son analyse, sur la compréhension des dynamiques et les incertitudes de l'information produite. Même si les termes de la problématique sont aujourd'hui posés différemment, ces questionnements restent toujours valables. Enfin, cet historique nous permet de voir ce qu'a pu signifier « occupation du sol » au cours du temps, selon les différentes approches disciplinaires (géographie rurale, biogéographie, écologie, etc.) et nous permet de remettre en perspective les définitions actuelles, issues d'un historique et d'une évolution de la manière de considérer l'espace, les paysages, l'environnement.

Il reste difficile de dresser cet historique de manière synthétique et cohérente car la science de l'occupation du sol (aujourd'hui appelée *land change science*) est un mouvement pluridisciplinaire relativement récent mais qui vient puiser dans des mouvements scientifiques qui ont eux-mêmes connu des évolutions complexes et se recoupent plus ou moins en fonction des époques : cartographie quantitative, géographie, écologie, écologie du paysage, biogéographie, géohistoire, etc. Cette section propose un aperçu de l'émergence des sciences de l'occupation du sol dans ce contexte.

Les réflexions sur la représentation cartographique de l'occupation du sol.

Des réflexions anciennes à l'origine des notions sur les changements d'occupation des sols

Les considérations récentes sur l'occupation et l'utilisation du sol font appel à des pratiques scientifiques anciennes. La géographie botanique, soit la recherche des répartitions spatiales des différents couverts végétaux, préfigure en partie l'analyse de l'occupation biophysique du sol (Humboldt, 1805). L'utilisation des terres est plus récente : c'est une notion d'abord utilisée en économie pour modéliser les rentes foncières urbaines et périurbaines (Alonso, 1964), en lien avec le foncier et le développement urbain, comme le montre le modèle de Von Thünen (1826) sur les types d'utilisation des terres (horticulture, foresterie, cultures, élevage et espace naturel[2]) selon une

[1] Le terme d'occupation du sol est défini en section 3.1.2
[2] Le terme anglais utilisé généralement dans ce modèle classique est « *wilderness* ».

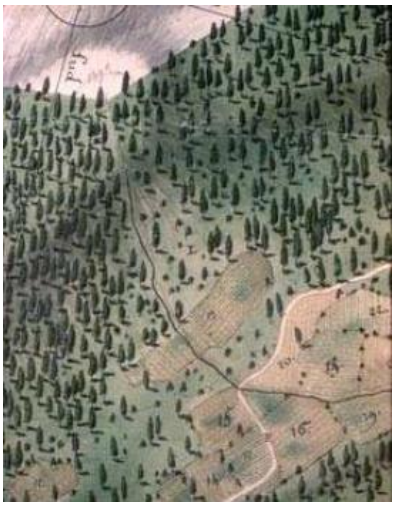
répartition concentrique autour de la ville. On remarque que ces catégories restent encore assez proches des classes d'utilisation des bases de données contemporaines.

Rey (2009) cite quelques étapes importantes dans la cartographie des paysages et de la végétation précédant la carte de Cassini et les travaux scientifiques du 19e siècle : la Cosmographie universelle de Belleforest (16e siècle) (Bourdon, 2009), (fig. 3.1) ; les plans forestiers du 17e siècle, dont certains ont pu être conservés par l'ONF (fig. 3.2) ; la carte du canal du Midi du 18e siècle (fig. 3.3). A cette liste nous pouvons ajouter notamment l'Atlas Maior de Blaeu (17e siècle), les Albums de Croÿ couvrant en partie le Nord de la France (début du 17e siècle) (Duvosquel, 1998) ou encore l'Atlas dit de Trudaine (18e siècle) cartographiant les paysages des abords des routes de France (Blond, 2008).

Fig. 3.1 Cosmographie universelle de Belleforest (16e siècle)

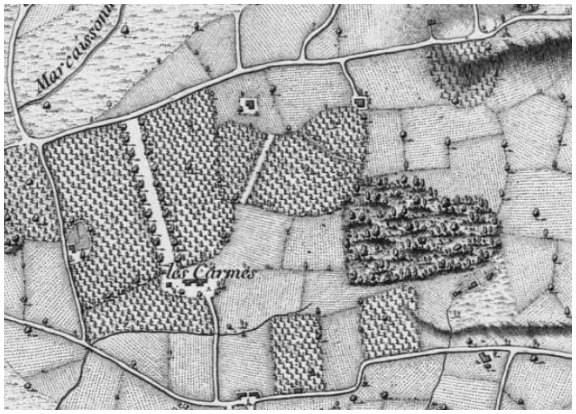
Ce type de cartographie distingue les espaces entre eux mais l'approche est encore topographique, centrée sur la représentation graphique des objets individuels plutôt que des types de surfaces, avec une vue en perspective. La répétition des objets en motifs évoque cependant une mosaïque paysagère constituée d'espaces homogènes. Ce détail représente la ville, les vignes et les vergers de Beaune (Belleforest, 1575).

Fig 3.2. Carte forestière, 17e siècle (Forêt de Jujols, Prades)



Ce détail illustre une représentation cartographique à mi-chemin entre topographie et occupation du sol, avec un degré de généralisation limité. La vue en perspective est moins marquée. Les trois types d'occupation représentés sont : les résineux, les terres vacantes et les cultures (ONF, non daté, archives de Prades, in Rey, 2009).

Fig 3.3. Carte du Canal du Midi (18e siècle)



Cette cartographie représente toujours les éléments paysagers individuellement et en perspective, mais la vue générale est clairement verticale. La trame paysagère se lit de manière transparente : chaque espace et bien délimité, caractérisé en catégories homogènes. Sur ce détail, apparaissent bois, vignes, landes, prairies et labours (Garipuy, 1774[1]).

La carte de Cassini, dont les 180 feuillets ont été réalisés entre 1747 et 1789, marque le début des entreprises de cartographie régulière et systématique de l'ensemble de la France. Les cartes topographiques anciennes (cartes de Cassini du 18e siècle, cartes d'état-major du 19e siècle, cartes de l'armée américaine de la deuxième guerre mondiale au 1 : 25 000, cartes au 1 : 50 000 de l'IGN des années 1950 réalisées avec les missions d'après-guerre) sont parfois mobilisées aujourd'hui afin d'estimer des changements d'occupation du sol sur le temps long., même si elles n'ont pas été réalisées dans cette optique : les travaux de numérisation de cartes anciennes afin de mesurer des surfaces et des évolutions d'occupation du sol ne font pas directement appel à des données d'occupation du sol mais se servent de cartographies comme indicateur de l'occupation du sol, avec une valeur quantitative très limitée.

Figure 3.4 Carte de Cassini, 18e siècle.

Echelle 1/86 400. Saône et Loire, région de Verdun sur le Doubs (Saône et Loire). La cartographie mêle éléments topographiques (villages, routes, rivières, dessin des coteaux séparant les vallées des plateaux) et un traitement sélectif de l'occupation du sol (forêts, marais). Les blancs de la carte suggèrent un espace vacant mais sont le lieu de cultures (carte issue du Géoportail[2]).

[1] Carte du canal royal de la province de Languedoc, consultable sur : http://gallica.bnf.fr/ark:/12148/btv1b7711399b.
[2] http://www.geoportail.gouv.fr/

La cartographie de la végétation

En France, un programme de cartographie de la végétation a été initié par les équipes du projet de phytogéographie du CNRS / Service Carte végétation à la fin de la seconde guerre mondiale, à l'initiation de Henri Gaussen. De 1947 à 1987 a été réalisée la cartographie de l'ensemble de la France (en 80 feuilles). Ce projet s'appuie sur les concepts de cartographie de la végétation développés par notamment Gaussen (1930, 1938, 1945-48), mais aussi sur des expériences cartographiques anciennes, avec l'héritage de Flahault qui au 19e siècle avait initié le premier projet de cartographie de la végétation potentielle au 1 : 200 000 (Flahault, 1897), ainsi que sur les travaux de Braun-Blanquet dans les années 1950 (Braun-Blanquet, Roussine et Nègre, 1952.). La cartographie de la végétation repose sur l'idée que la végétation est distribuée spatialement en ensembles cohérents appelés séries (ou étages en montagne), en fonction des conditions pédoclimatiques. Cette cartographie relève à la fois d'une approche statique et dynamique : elle ne permet cependant pas de mesurer les variations des surfaces au cours du temps. Il s'agit d'avantage de cartographier la végétation actuelle (approche statique) et la végétation potentielle ou climacique (approche dynamique) – puisque l'usage réel de l'espace par les sociétés a largement transformé ces ensembles de végétation. Cette carte ne reflète cependant pas la complexité du paysage réel, largement approprié, cultivé, morcelé, artificialisé et dont la végétation ne constitue que la variable la plus prégnante. Par la suite, l'usage très large des cartes de végétation, à la fois par la recherche et pour l'aménagement du territoire, a démontré leur pertinence (Gauquelin et al., 2005). En parallèle à la cartographie de la végétation de l'école de Toulouse, centrée sur la dynamique des formations végétales, l'école de Montpellier a mis en place à l'initiative de Louis Emberger la cartographie, à plus grande échelle, centrée sur la sociologie des groupements végétaux. Pour ces cartes de végétation, chaque feuille correspond à un auteur (botaniste ayant une connaissance de la région concernée). En première étape, cet auteur fournit une synthèse sur la végétation de la région et une légende à l'équipe du Service en charge de la cartographie, qui réalise la photo-interprétation stéréoscopique et des sorties terrain pour quadriller efficacement le territoire là où la cartographie révélait des incertitudes. La cartographie et la définition des classes sont donc initiées par une approche expert (naturaliste ou botaniste) et l'approche technique vient accompagner ce regard pour réaliser la carte. La complémentarité entre terrain et utilisation de vues aériennes continue d'être un mode opératoire classique en cartographie de l'occupation du sol. En 2011, cette carte de la végétation potentielle a été numérisée[1] (Leguédois et al, 2011) ; si elle était mise à jour, elle permettrait le suivi diachronique sur le temps long (notamment pour suivre la végétation potentielle en fonction des changements climatiques). Ces projets ont développé des méthodes et ont soulevé des questionnements que l'on retrouve aujourd'hui dans les travaux sur l'occupation du sol et les difficultés de sa cartographie, tant du point de vue de la collecte de l'information (terrain, interprétation d'images, données exogènes), de son interprétation (classification, interprétation) que de sa représentation (mise en donnée, généralisation cartographique). Contrairement à la carte de la végétation *potentielle* de Gaussen, les cartes d'Emberger, pourraient se prêter à une réactualisation.

La cartographie thématique de l'utilisation (surtout agricole) du sol

Outre les travaux de cartographie de la végétation préfigurant l'étude de l'occupation du sol, les développements méthodologiques de la cartographie thématique de « l'utilisation du sol » ont aussi mis en place une partie des concepts relatifs à la quantification et à la représentation des variations du territoire. L'utilisation du sol est alors principalement entendue comme l'utilisation agricole : en effet, c'est « *par le biais de l'utilisation du sol que la fonction agricole de l'espace rural est systématiquement mise en valeur* » (Berger et al., 1997). Les travaux sur l'utilisation du sol sont alors l'occasion de questionner la représentation graphique, la sémiologie, l'association entre les statistiques

[1] La « Base de données géographique de la végétation de la France (BDGveg_FR) » issue de ce travail, comprend entre autres une couverture vectorielle harmonisée à 1/1 000 000 de la végétation potentielle. L'ensemble de la base est disponible à l'adresse carteveget.obs-mip.fr.

et les cartes, questions classiques notamment depuis la création en 1934 de l'Ecole Supérieure de Cartographie à la Sorbonne par De Martonne. La question de la représentation cartographique de l'occupation ou de l'utilisation du sol a donné lieu au développement de plusieurs approches techniques : la « typologie d'utilisation du sol », via des coefficients d'intensité élaborés à partir de statistiques agricoles (Klatzmann, 1955) ; l'application à l'échelle de la France d'une représentation par bandes, à l'échelle de la commune, des types dominants parmi les utilisations principales (terres de labour, prés, vergers, vigne, landes, bois, maraîchages), donnant naissance à un modèle de référence empirique appelé terroir-type national (Perpillou, 1963 ; 1970 ; 1979). Les trois cartes de l'utilisation du sol agricole et forestière, au 19^{e} siècle, durant la première moitié du 20^{e} siècle, et durant la seconde moitié du 20^{e} siècle ; en couleur, au 1 :400 000, représentent la première cartographie complète à ce niveau de résolution sur l'utilisation du sol pour la France entière ; la cartographie des paysages ruraux combinant les formes d'utilisation agricole ou forestière et la morphologie agraire (Brunet, 1966) ; les problèmes de méthode et d'échelle dans la cartographie de l'utilisation des sols (Béguin, 1975). Les méthodes développées dans le cadre de ces travaux permettent de convertir des statistiques non spatialisées en cartes, par l'usage de bandes dont l'épaisseur est proportionnelle à la présence de la catégorie dans l'unité territoriale. Elles interrogent la pertinence du nombre de classes à représenter, des régularités et des irrégularités spatiales, des échelles, etc. Cette représentation est aujourd'hui remplacée par la cartographie directe des occupations du sol à leur emplacement. Néanmoins, auparavant, le terme « carte d'utilisation du sol » faisait généralement référence à ces représentations particulières (Blin et Bord, 1993). Ces réflexions ont été poursuivies sur l'exploration statistiques des données d'occupation du sol non spatialement explicites, telles que les données des statistiques agricoles (Guermond et Massias, 1973 ; Sanders, 1981), en développant aussi l'approche par pixel et non plus par bandes (Arnberger, 1993), grâce au développement des technologies informatiques (Coppock, 1972; Aitchison, 1986) ; l'utilisation de la statistique, en particulier l'analyse factorielle, pour analyser le paysage et la distribution géographique de l'utilisation du sol (Phipps, 1969 ; Plapper, 1969), notamment via la cartographie parcellaire (Kühnholtz-Lordat 1949). La typologie des espaces agricoles et les analyses des combinaisons culturales sont encore mobilisées dans les travaux contemporains (Marie et al., 2014).

Une distinction établie entre utilisation et occupation

On distingue d'une part les cartes d'utilisation du sol, à petite ou moyenne échelle, couvrant les unités du paysage selon son utilisation par l'homme (Perpillou 1952 ; Stamp 1954) et d'autre part la carte d'occupation des terres à moyenne et grande échelle, sur la distribution de la végétation. Un des premiers emplois du terme de « carte d'occupation du sol » (Long 1969) en France remonte à 1957 (Le Houérou et Long, 1957) pour une cartographie de la Sologne. « *Le recensement des unités de l'utilisation du sol peut se faire généralement par leur identification directe sur la couverture photographique aérienne* (…), *il exige peu de contrôles sur le terrain* » (Long, 1969 p. 273). « *Une carte de l'occupation des terres n'est pas une carte de l'utilisation du sol ; les unités de l'occupation des terres sont seulement classées, par commodité, dans les unités majeures de l'utilisation du sol ; les premières correspondent à une expression à grande échelle, alors que les secondes s'expriment plus aisément à petite échelle. Une carte de l'occupation des terres est une carte à relativement grande échelle des formations végétales et de leur forme* » (Long, 1969, p. 273). Le choix des termes 'sols' pour l'occupation et 'terres' pour l'utilisation reste cependant non justifié : il semble relever d'un choix arbitraire d'usage pour traduire différemment l'anglais « *land* ». Il semblerait plus pertinent de choisir 'sol' en tant qu'objet physique, naturel (pour l'occupation), et 'terres' en tant que portion de territoire, d'espace appropriable (pour l'utilisation)[1].

[1] Nous appliquons ici la distinction binaire entre occupation et utilisation sur le modèle « *land-use, land cover* », et ne considérons donc pas l'occupation comme un intermédiaire entre la couverture et l'utilisation (voir paragraphe 3.1.2).

Les cartes d'occupation du sol : interprétation, analyse spatiale

L'interprétation de l'occupation du sol via des vues verticales s'est développée dans la seconde moitié du XXe siècle (De Martonne, 1948 ; Rey, 1957 ; Tricart al, 1970). Les photographies aériennes permettent de cartographier de manière exhaustive certains territoires. Ces exercices de cartographie ont entrainé des analyses méthodologiques et techniques, tant sur les procédés de préparation et de correction des prises de vues originales que des procédés d'interprétation (Rey, 1957 ; Tricart, et al. 1970). Ces travaux s'accompagnent alors de réflexions sur les classes, les objets géographiques, les limites spatiales, la composition du paysage (voir section 3.3). L'utilisation de photographies multi-temporelles d'un même territoire permet de réaliser des analyses diachroniques (par exemple Cohen, 2009 sur le Causse Méjan, voir section 3.2). Surtout à partir de la fin des années 1980, les données issues de télédétection spatiale contribuent au développement massif des travaux de cartographie de l'occupation du sol (Hubert, 1989, voir section 3.2) et des réflexions sur les choix méthodologiques concernant les techniques de classification et de détection des changements, mais aussi sur l'analyse spatiale et temporelle des mosaïques paysagères ainsi exprimées (Guermond, et al. 1974 ; Baudry, 1985 ; Sanders, 1981 ; Cavailhès et Normandin, 1993 ; Voiron-Canicio, 1996).

Les travaux d'analyse quantitative des dynamiques observées

La « séquence de végétation » et les premières analyses de dynamiques paysagères.

L'analyse des dynamiques de végétation et des changements d'occupation du sol a historiquement fait appel aux concepts de séquence de végétation et de matrices de succession. Le terme *matrice* a plusieurs sens en écologie, il ne désigne pas ici le « fond » paysager en dehors des trames linéaires ; mais plutôt un tableau à double entrée, au sens mathématique de probabilité. Les travaux de phyto-écologie et de phytogéographie relatifs à l'approche quantitative et systématique de l'analyse des séquences de végétation remontent aux années 1960-1970 (Poissonnet, 1968 ; Waggoner & Stephens, 1970 ; Godron et Poissonnet, 1972 ; Cartan, 1973 ; Godron et Lepart 1973 ; Godron, 1975). L'espace est alors étudié non pas en tant que mosaïque de catégories d'occupation simplifiées mais en fonction des strates de végétation. L'espace est classifié avec une « *synthèse de trois éléments : la structure de la végétation, les espèces dominantes, l'action de l'homme sur le milieu (artificialisation)* » (Debussche et al. 1978). On cherche à voir l'évolution d'un paysage par le passage d'un faciès de végétation à un autre, et plus généralement de modéliser les processus biophysiques (Phipps, 1968) La pertinence de l'application de modèles écologiques, comme les matrices de transition, aux questions plus générales d'aménagement du territoire a alors été démontrée par Godron (1973), Floret et Le Floc'h (1973), et Debussche et. al. (1977 ; 1978). Horn (1976) et Lepart & Godron (1977), ont exposé les limites de l'utilisation des matrices de transition dans la traduction des phénomènes biologiques.

Les matrices de transition markoviennes

L'application du principe mathématique des matrices de transition et des phénomènes markoviens à l'évolution de l'occupation du sol constitue une étape importante. Le concept de phénomène markovien repose sur l'idée que l'état d'un objet à un moment *t* dépend de ses états précédents (Usher, 1966). Les matrices de Markov (ou stochastiques), sont devenues un modèle classique d'étude de l'évolution de l'occupation et de l'utilisation du sol (Burnham, 1973 ; Bell, 1974 ; Van Hulst, 1979) et se fondent sur les probabilités de transition au cours du temps. La matrice est un élément par lequel on peut analyser un état à un temps t pour prévoir un temps t+n. Cela part du postulat que la succession (écologique) n'est pas un processus aléatoire (Usher, 1979) et qu'il est donc modélisable. Les théories de la succession ne doivent pas être simplifiées par l'approche des matrices de transition, mais au contraire questionner les théories initiales et mieux analyser les processus à l'œuvre (Bourne, 1976 ; Horn, 1976 ; Connell & Slatyer, 1977). Cette approche a d'abord concerné les

espaces forestiers (Stephens et Waggoner, 1970, Godron et Lepart, 1975, Enright et Ogdens, 1979), puis d'autres catégories comme les prairies (Austin, 1980) et plus récemment les rotations culturales (Lazrak, et al 2009 ; Mari, et al 2010).

L'étude des phénomènes spatio-temporels

En géographie, la prise en compte simultanée des dimensions spatiales et temporelles est une préoccupation fondamentale (Parkes & Thrift 1980). De nombreux travaux se sont appliqués à mieux prendre en compte le temps dans les données géographiques, ce qui permet ensuite d'affiner les analyses de l'évolution des paysages et de l'occupation du sol (Perret, et al. 2015). La plupart des sources de données géographiques ne permettent qu'une représentation discrète du temps, avec des états figés les uns à la suite des autres de la configuration spatiale. Ce modèle a été décrit en 1988 avec le terme « *snapshot* » (instantanés) (Armstrong, 1988), définissant le principe selon lequel un pixel est un point placé dans l'espace et le temps. Ce principe est aisément applicable aux données raster où le pixel est (en théorie du moins) un élément fixe, son emplacement constant permettant de suivre le même espace au cours du temps. C'est le même principe qui vaut pour l'analyse temporelle des données issues de points d'échantillonnage. Pour les données vectorielles, ce principe ne s'applique pas directement. En effet, les différents états d'un territoire, les différentes cartes, présentent des polygones différents. Il est nécessaire de transformer cet ensemble d'états distincts en une carte unique, permettant le suivi de chaque espace au cours du temps. Cette technique a été développée sous le terme de « *space-time composites* » (Langran & Chrisman 1988) puis de « partition maintenue constante » (Bordin, 2006) où la carte finale accumule l'ensemble des changements intervenus au cours du temps que les couches originelles ont permis de calculer, une fois intersectées. Ce mode de représentation unifié de bases de données géographiques permettant un suivi des dynamiques spatio-temporel constitue une base conceptuelle majeure qui a notamment été utilisée en modélisation spatio-temporelle (Peleki, et al 2005 ; Rathee et Yadav, 2013). Néanmoins, il ne permet qu'une approche simpliste de la temporalité.

La représentation de la temporalité et sa prise en compte dans la création d'information, dans l'analyse des dynamiques d'occupation du sol et dans leur modélisation soulève en effet le problème de la complexité en général, et de l'échelle en particulier. S'il est aisé de représenter deux états successifs d'un même objet, d'un même espace, il est plus difficile de réaliser l'interpolation temporelle permettant de savoir quel est l'évènement ou le processus à l'origine du changement, quand il est intervenu, ou bien de savoir si ce changement a été progressif ou brutal. Plusieurs travaux ont cherché à mieux prendre en compte cette complexité, comme par exemple les publications des chercheurs du GDR Cassini relatives à la représentation de l'espace et du temps dans les SIG (GdR Cassini, 1999). Une approche théorique a permis de fixer la triade 'espace-sémantique-temps' comme cadre conceptuel générique (Peuquet, 1994). Il s'agit de considérer tout phénomène spatio-temporel comme l'articulation d'une triple dimension : spatiale (où ?), temporelle (quand ?) et sémantique (quoi ?). Ces dimensions fondamentales seront réinvesties tout au long de cette thèse (voir en particulier section 3.3.1). Cette approche permet d'ancrer tout objet dans un niveau d'analyse précis, et l'ensemble des objets observés se situent ainsi les uns par rapport aux autres dans un système hiérarchique dépendant de leur échelle d'observation respective. En modélisation, les premières approches qui ont permis une première avancée vers la manipulation du temps dans les bases de données spatio-temporelles ont été résumées par Snodgrass (1992). Aujourd'hui, des modèles gérant le temps de façon complexe ont été développés (Rathee et Yadav 2013).

Pour aller au-delà des instantanés, une approche par type d'événement de changement a notamment été proposée par Renolen (2000) : les graphes historiques. D'une part, l'information sur le temps associé à un objet peut être un *instant* ou une *période*. D'autre part l'ensemble du phénomène observé (par exemple l'évolution de l'occupation du sol d'un territoire) est décrit par un graphe

acyclique composé des objets temporels liés entre eux par des évènements de transformation (création, altération, destruction, réincarnation, fusion, scission, réallocation). Il s'agit d'une approche directe qui s'oppose à l'approche traditionnelle qui déduit des états successifs les transformations ayant probablement eu lieu. En cela, cette approche permet une description bien plus riche et réaliste de l'évolution d'un paysage. Les travaux cherchant à décrire la « grammaire » des transformations paysagères dans une optique de modélisation complexe (Gaucherel, et al. 2010) ont poursuivi cette démarche en listant les multiples événements de changement pouvant avoir lieu (fusion/ division, érosion/dilatation, apparition/disparition, changement d'attribut) et en les traduisant en opérateurs mathématiques (Gaucherel, et al. 2012).

La compréhension des dynamiques d'occupation du sol

L'analyse classique du paysage rural

La tradition descriptive des *tableaux* géographiques s'est notamment poursuivie sous la forme d'analyses fines du paysage rural, ses dynamiques, ses échelles. Dans ce cadre, la grille de lecture agricole a été privilégiée pour rendre compte de la formation du paysage et de son fonctionnement (Dion, 1934 ; Deffontaines, 1973). Derrière les formes d'occupation du sol se distinguent des modes d'appropriation, alors principalement liées aux systèmes agraires (Lebeau, 1969) et l'analyse hérite du le temps long, (Bloch, 1949 ; Braudel, 1949). Malgré une diversification de leurs travaux après les années 1960, les ruralistes ont continué à traiter l'utilisation agricole du sol (Marie et al, 2014). Avec le développement des préoccupations environnementales, les travaux concernant l'occupation du sol ont fait l'objet d'approches plus générales, plus interdisciplinaires et intégrant davantage de considérations (facteurs écologiques, spatiaux, humains) (Burel et Baudry, 1999), en particulier à travers la géographie rurale (Bonnamour, 1973).

L'écologie du paysage

D'après Bertrand (1997), l'écologie scientifique se développe d'abord aux Etats-Unis autour de 1950, et ne se développe en France que dans les sciences naturelles avec la diffusion des travaux d'Odum & Odum (1971), mais sans être mobilisé par les géographes. L'écologie du paysage est un mouvement disciplinaire qui remonte aux années 1940 (Troll, 1939) et qui recouvre plusieurs approches particulières, plus ou moins structurales ou dynamiques, plus ou moins liée à la planification et à l'aménagement, à petite ou grande échelle (Burel & Baudry 1999). Elle repose sur des grands principes : le paysage, fruit de processus biophysiques et anthropiques, constitue un espace hétérogène dont il s'agit d'analyser la morphologie spatio-temporelle via des concepts et des outils spécifiques. Il se fonde en particulier sur la théorie hiérarchique selon laquelle il existe une corrélation entre échelle spatiale et temporelle, et que ce sont les vitesses de fonctionnement des phénomènes qui définissent les niveaux : « *le paysage est un niveau d'organisation des systèmes écologiques* » (Burel & Baudry 1999, p.41). Selon cette théorie, une dépendance d'échelle s'exprime entre résolutions diverses, notion cruciale pour rendre compte d'effets complexes et pourtant parfois ignorés dans les données de changement d'occupation du sol (voir section 3.3). L'écologie du paysage a développé une conceptualisation de l'espace pour qualifier et quantifier sa structure, sa morphologie, sa composition, sa configuration et ses dynamiques : mosaïque, tâches, lisières, patron paysager (*pattern*), fragmentation, connexion, métriques paysagères, etc. (Baudry, 1985 ; Forman et Godron, 1986 ; Burel et Baudry, 1999 ; Ledu-Blayo, 1995).

L'analyse systémique du paysage dans son ensemble

Aux analyses de l'espace rural qui s'inscrivaient d'abord dans une description des paysages agraires ont succédé des travaux, en particulier de la géographie ruraliste, qui ont renouvelé ces approches, en lien avec un renouvellement des techniques et des préoccupations, en particulier environnementales (Burel et Baudry, 1999). La publication en 1975 de « Réflexions sur l'espace rural français : approches, définitions, aménagement » (Bontron, et al. 1975) enclenche un renouvellement des approches et des techniques : mobilisation de sources statistiques plus fines, prise en compte de la multifonctionnalité des espaces ruraux et notamment des fonctions non-agricoles, et étude du paysage non seulement comme produit des activités agricoles mais comme patrimoine (Luginbühl, 1989 ; Juin-Rialland, 2009). La géographie rurale quantitative et théorique en France se limitait à un ensemble relativement peu nombreux d'auteurs dans les années 1970, mais leurs efforts de conceptualisation associés à la volonté d'expliciter, de mesurer et de vérifier leurs hypothèses ont permis d'ouvrir la voie à des travaux quantitatifs plus nombreux et qui ont profité d'avancées théoriques importantes (Rey et Robic, 1983). Les cartes donnent à voir, au delà des systèmes agricoles, un paysage, intégrant de nombreuses autres dimensions (Dubreuil, 1992). Ces dimensions sont liées aux nouvelles préoccupations liées à la perception des milieux, à l'émergence de l'idée de dégradation du paysage, qui sont liées aux évolutions qu'a connu le paysage après 1945 : urbanisation, spécialisation, homogénéisation des espaces agricoles, fragmentation des espaces naturels et forestiers (Burel et Baudry, 1999). Ainsi l'étude du paysage ne peut plus ignorer la dimension sociétale et le lien entre paysage, environnement et développement durable est prégnant (Cohen, 2010), de même que la prise en compte du rôle désormais majeur de la ville et de l'urbanisation (et non plus principalement de l'agriculture et des dynamiques biogéographiques) dans le façonnement des paysages (Berger, et al 1980 ; Groupe Dupont, 1981). Ce renouvellement épistémologique a entrainé une mise à jour des concepts traditionnellement appliqués à l'espace dit 'rural', de campagne à paysage, de nature à environnement (Mathieu et Jollivet, 1989). Les travaux de l'école de Besançon contribuent à cette analyse systémique en proposant d'examiner le paysage sous l'angle du « système producteur » (naturel et anthropique) et du « système utilisateur », (usages, gestion, perception) (Brossard et Wieber, 1984). L'analyse systémique du paysage a aussi été marquée par l'apport conceptuel de Bertrand (1995) avec le triptyque Géosystème- Territoire – Paysage pour traiter cette multidimensionnalité et complexité d'échelles spatio-temporelles de fonctionnement, de gestion et d'observation. En biogéographie en particulier, délaissant des objets d'études traditionnels comme la forêt, les recherches ont investi les marges de ces espaces (interfaces, écotones, lisières forestières, limites, discontinuités) en s'appuyant sur une analyse spatio-temporelle fondée sur la compréhension de l'articulation des échelles et la multiplicité des acteurs et facteurs de l'évolution des paysages (Cohen, 2010). Ainsi, cette évolution générale a permis une approche des territoires par la modélisation des processus à l'interface entre systèmes socio-économiques et écologiques, y compris la dimension symbolique et culturelle.

Le recul critique sur l'usage des données

La multiplication des sources d'informations quantitatives sur le territoire, le traitement de ces informations sous forme de données, par traitement informatisé s'est accompagné d'un mouvement de prudence et de regard critique sur leur pertinence, leur signification et leurs éventuels biais (Bontron, et al. 1975 ; Desrosières, 1992 ; 1993 ; Laurent, et al. 1993 ; Baudry, et al., 2003, chap. 4; Rémy, 2011). En particulier, concernant l'occupation et l'utilisation des sols, plusieurs critiques sur les données ont été émises, qu'il s'agisse de leur format même (Rey, 1981), de leur utilisation sans prudence ou parfois abusive (Cinotti, 1996 ; Derioz 1991 ; Slak, 1998 ; Laurent, 1992). Plus récemment, en plus de l'usage de certaines données (par exemple Kim et al 2015), c'est l'usage parfois non pertinent de certains outils de l'analyse quantitative de l'occupation du sol qui a pu être critiqué, comme les métriques paysagères (Li et Wu, 2004) ou les valeurs de précision des cartes (Pontius et Millones, 2011).

Ainsi, la science de l'occupation du sol a évolué d'une science, d'origine naturaliste, à une science pluridisciplinaire davantage centrée sur les relations entre l'homme et l'environnement, les interfaces spatiales (marges) et temporelles (héritages et prospective) (Galochet 2003). L'écologie du paysage réintroduit la société au cœur de l'analyse de l'espace, créant un pont entre la géographie descriptive traditionnelle et l'écologie scientifique (Chouquer, 2003). L'intégration de disciplines des sciences humaines a permis d'affiner certains aspects de l'analyse des dynamiques des territoires, comme avec la géo-histoire (Chouquer et Watteaux, 2013) ou l'approche économétrique (Chakir, 2007).

L'évolution récente des sciences de l'occupation du sol

Des travaux pluridisciplinaires

L'écologie a d'abord connu une approche systémique « *sans espace et sans hommes* » (Chouquer, 2003, p.3), fondé sur la mesure des flux au sein des écosystèmes, au sein d'espaces au sens mathématiques et non au sens géographique.

Le développement récent des études sur l'occupation du sol en tant que participant aux flux de GES et aux changements climatiques dessinerait-il une forme de retour à l'écologie des flux biogéochimiques, mettant de côté l'approche intégrée et complexe développée depuis plusieurs décennies ? D'après Bertrand (2002, p.98), la géographie, dans ce contexte, aurait perdu le lien avec les sciences naturelles par « *la sophistication des méthodes et des techniques, l'hermétisme des langages scientifiques* (…)*. La traditionnelle et discursive synthèse géographique s'efface devant les puissantes machineries cybernétiques du '*global change'*. D'ailleurs, la participation institutionnelle de la géographie aux grands programmes de recherches interdisciplinaires, nationaux ou internationaux, ne va jamais de soi et n'intéresse que quelques géographes parfois masqués en géomorphologues, climatologues ou télédétecteurs* ». Selon lui l'émergence de l'écologie scientifique et des travaux à l'échelle mondiale a dynamisé les sciences de la nature mais a mis de coté la communauté des géographes qui pour participer à cet élan doivent adopter des pratiques spécialisées analytique des sciences dures et délaisser l'approche synthétique du tableau géographique traditionnel.

Néanmoins, il faut souligner la volonté de connaître les facteurs à l'origine de ces flux et le choix de se référer principalement au « *land use* » au lieu du « *land cover* » (GIEC, 2003) qui démontrerait plutôt la volonté de poursuivre ces analyses des espaces en tant que systèmes complexes d'interfaces entre sociétés et milieux. Dans l'exercice précis des inventaires UTCATF, de plus, une analyse de la pertinence et des facteurs des évolutions est généralement réduite à la comptabilisation des flux de surface.

Vers une dimension globale

Aujourd'hui les études des changements d'occupation du sol s'inscrivent dans la dimension du changement global (Vitousek, 1996). L'étude des changements d'utilisation des terres, de leur observation et de leurs impacts, n'est pas nouvelle mais c'est sa formulation, globale et quantifiée, et son inscription dans une préoccupation écologique globale qui en fait un champ disciplinaire nouveau. L'étude systématique des changements anthropiques de la couverture terrestre (*land change science*), avec un horizon mondial, constitue un champ interdisciplinaire relativement récent. Sa prétention à quantifier de plus en plus précisément des changements d'ordre, de rythme, d'origines très différentes entraîne nécessairement une très forte incertitude. Elle participe au développement de recherches cherchant à répondre aux enjeux environnementaux d'un point de vue global et systémique, à comprendre l'anthropisation du monde, dont le changement climatique et les changements d'utilisation des terres sont des variables centrales. L'attention croissante portée aux changements globaux a ainsi

donné naissance à un champ interdisciplinaire à part entière appelé "*Land Change Science*" (Gutman, et al., 2004 ; Turner et al., 2008 ; Rindfuss, et al. 2004; Turner, et al. 2007). Ces recherches développent de nouveaux moyens dans la conceptualisation, l'analyse et la modélisation des changements d'occupation du sol. Développent une théorie et une pratique. L'historique de ce nouveau champ pluridisciplinaire est retracé par Liu et Deng (2010). Ce bilan des avancées en sciences de l'environnement sur les changements d'utilisation des terres durant les années 2000 montre qu'un cadre méthodologique permettant d'étudier les processus spatio-temporels des changements d'occupation du sol se développe rapidement, en prenant appui sur les bases théoriques classiques de la Géographie et sur l'essor des technologies associées (SIG, télédétection). La mobilisation des analyses des dynamiques de l'occupation du sol dans le cadre du changement climatique a poursuivi leur mouvement vers une dimension globale, appuyé par l'importance croissante des systèmes internationaux de production d'information et des structures institutionnelles (GIEC, ONU, etc.) (Podaire, 1996 ; voir aussi chapitre 1 et section 3.1.2). Enfin, l'émergence de la question climatique bouleverse la façon dont la temporalité est pensée en écologie et en géographie de l'environnement (Theys, 2015). La problématique initiale des régimes de temporalité, marquée par l'analyse des interactions entre processus lents et processus à court-terme et la question de la réversibilité (LADYSS, 2002 ; Beck et al., 2006), est transformée par les notions d'urgence, de délai (Semal et Villalba, 2013) et d'accélération et leurs traduction politique (Villalba, 2010), au point où l'on pourrait envisager une nouvelle rupture épistémologique.

Les développements techniques récents

L'amélioration des connaissances sur les changements d'utilisation des terres est en très grande partie liée au développement de l'imagerie satellite. Ces développements techniques ont été permis par le financement des Etats et des organisations pour une meilleure connaissance du fonctionnement de la Terre et de l'évaluation de l'impact de l'homme sur le milieu. Ces développements techniques sont de plusieurs ordres : la précision spatiale (GPS pour les relevés de terrain, géoréférencement des cartes…) ; les logiciels de traitement de l'information géographique et en particulier les logiciels et outils de classification libres et ouverts tels qu'OrfeoToolBox (Christophe, et al. 2008 ; Inglada et Christophe, 2009) ; et le développement de projets de création de données à résolution croissante (Hansen, et al 2013 ; Latham et al. 2014 ; Mertes, et al 2015) ; la fouille de données (*data mining*), l'usage des données massives (*big data*) grâce à la réduction des temps de calcul ; et enfin l'avènement de méthodes participatives (créant l'*Information Géographique Volontaire, voir 3.2.7*) et d'outils légers et adaptables de suivi de l'occupation du sol tels que les drones (Rango, et al. 2009 ; Kow et Wich 2012).

Apports des concepts historiques

L'évolution des cadres théoriques de ces sciences géographiques a pu se rapprocher de préoccupations nouvelles comme le développement durable et les changements globaux, et particulièrement les changements climatiques. Notre travail s'inscrit dans cette évolution disciplinaire en tâchant de replacer les questionnements techniques propres aux inventaires des changements d'utilisation des terres dans une démarche plus générique de compréhension des dynamiques paysagères telle que la biogéographie, et notamment sa branche géohistorique, l'a développé. Si notre sujet est marqué par une dimension de durabilité territoriale, par le paradigme univoque de l'impact anthropique sur le milieu, il permet *in fine* d'interroger la perception, la détection et la compréhension des dynamiques paysagères, la classification des espaces, la place à accorder aux marges (frontières, espaces flous) et leurs conséquences sur cette perception, autant de questionnements classiques en biogéographie, en écologie du paysage et de manière générale en géographie.

Retenons aussi, comme évolution marquante, le changement de signification de la notion d'*artificialisation*. A l'origine, l'observation et la cartographie de l'occupation du sol tendait à ignorer

les espaces urbains et la frontière entre nature et culture, entre milieux naturels et artificiels était dressé entre cultures, forêts de production, prairies « artificielles » d'une part et forêts et milieux ouverts non productifs. Par exemple, le degré d'artificialisation, au sens de niveau d'influence de l'homme sur la végétation (notamment en termes de pression sur le peuplement) a été intégré dans la caractérisation de la végétation pour l'école de Montpellier via le code pour le relevé de la végétation du CEPE (Godron et al, 1968 ; 1983). Ce référentiel définit sept niveaux d'artificialisation[1]. A partir de l'émergence des préoccupations environnementales au tournant des années 1960-1970 (Carson, 1962, Burel et Baudry, 1999), et avec l'explosion périurbaine (Le Jeannic, 1997), la catégorie « artificielle » ou l'ensemble des catégories s'y rattachant ont depuis décrit les espaces bâtis et revêtus, ainsi que les espaces directement associés ; en opposition avec les espaces naturels, semi-naturels, forestiers et agricoles. Les catégories pour penser la répartition des espaces ont donc connu des évolutions qu'il ne faut pas ignorer.

3.1.2 Objets, concepts, outils et projets actuels

La multiplication des angles d'analyses et des approches disciplinaires pour étudier l'occupation du sol a entrainé une inflation conceptuelle : il s'agit ici de résumer les principaux éléments à la base des modes de représentation de l'espace et des catégories d'analyse de son évolution, qui seront à l'origine d'une grande partie des limites et des incertitudes des méthodes d'acquisition d'information et des données évaluées dans cette thèse.

Objectif général

Les changements d'occupation du sol sont le phénomène central des études environnementales car il s'agit de la modification directe, mesurable, directement visible de la couverture terrestre par l'homme. Pour Hubert-Moy et al. (2004) « *la situation et les dynamiques actuelles des surfaces terrestres constituent le seul " état observable " pouvant servir à l'analyse des processus et du fonctionnement des socio-systèmes, des systèmes environnementaux et de leurs interactions, de référence aux reconstitutions des états historiques, ainsi qu'à la construction de scénarios prospectifs* » (p.50). A fortiori, ces recherches sont incontournables dans toute réflexion globale sur le développement durable et, dans le cadre des changements climatiques, mesurer les dynamiques de l'occupation du sol est aussi important que suivre l'évolution des concentrations de CO_2 dans l'atmosphère. L'objet général de la « *land change science* » est d'observer, surveiller et comprendre les trajectoires de changement, et éventuellement prévoir des scenarios possibles à l'avenir. (Gutman et al., 2004). Observer et comprendre les dynamiques de l'espace.

Concepts centraux actuels

L'analyse des changements d'occupation du sol consiste à comparer plusieurs états successifs d'un même territoire en analysant les caractéristiques spatio-temporelles des changements détectés ou estimés. Les modalités méthodologiques (techniques, conceptuelles, normatives) d'observation, de comparaison, de prise en compte de différentes variables ont amené un développement conceptuel riche. Cette richesse vient de la multiplicité des sources de création de ces normes et termes méthodologiques : programmes de recherche, instances internationales, développement d'outils d'observation et de bases de données, etc. Etant donné la diversité des travaux portant sur les changements d'occupation du sol, les concepts à maîtriser sont très nombreux. Les concepts qui sont centraux dans nos travaux sont :

[1] : 1 - Végétation climacique 2 - Artificialisation faible 3 - Artificialisation assez faible 4 - Artificialisation moyenne 5 - Artificialisation assez forte 6 - Artificialisation forte 7 - Milieux artificiellement dépourvus de végétation.

Paysage, territoire, sols, terres

Mot à l'historique important (Luginbühl, 1989), le *paysage* est un concept au centre de plusieurs approches théoriques, écologie, approche culturaliste, etc. importance de la perception : le paysage, c'est ce qui est vu. Le concept de paysage induit l'interprétation, une vision particulière marquée par une grille de lecture. Le *territoire* induit plutôt une appropriation socio-économique et politique. Les travaux sur l'occupation du sol tentent de rendre l'objet plus neutre en parlant de *sol, terre, zone*. C'est le cas, en particulier des travaux sur l'occupation du sol dans le contexte des flux de GES.

Occupation, utilisation

La dualité entre occupation du sol (couverture physique) et utilisation (ou usage) du sol est utile pour décrire séparément ces deux aspects de l'espace (Di Gregorio et Jansen, 1998 ; Batista e Silva 2011 ; Comber, 2005). Néanmoins, cette distinction aujourd'hui classique (voir nomenclature TerUti ; LUCAS ou OCSGE par exemple) soulève en fait de nombreuse difficultés (voir section 3.3.3). De plus, l'occupation du sol n'a pas toujours simplement signifié la couverture biophysique : cette notion a aussi synthétisé à la fois le couvert végétal et le degré d' « artificialisation » (on dirait aujourd'hui : *d'usage*), par exemple dans les cartes du CEPE/CNRS (Godron et al, 1968) dans le code écologique du CEPE, la notion d'occupation des terres combine la structure de la végétation, l'influence de l'homme, la composition floristique.

Interface et interaction

Pour décrire, expliquer et modéliser le fonctionnement spatio-temporel complexe du paysage, il convient d'en faire le lieu de l'interface entre nature et sociétés (Jollivet, 1992 ; Le Fur et Hervé, 2009). La compréhension est ainsi centrée sur l'interaction entre systèmes sociaux et biophysiques, de manière à interpréter le plus justement possible les observations de terrain, sans oublier de prendre en compte l'une des dimensions. Pour l'occupation du sol en particulier, cette dimension fondamentale d'interface est généralement traduite par l'idée d'interaction entre occupation biophysique et *utilisation* fonctionnelle liée à la gestion et à l'usage.

Formes et processus

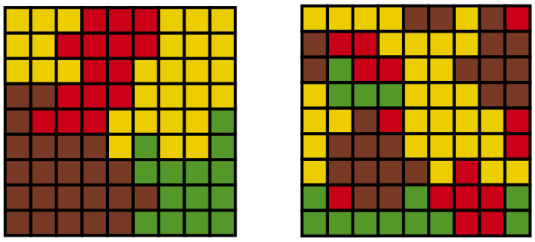
L'occupation des terres n'est pas un simple attribut 'donné' du territoire mais un résultat, un ensemble de caractéristiques concrètes qui découlent largement de son usage (Brown et Duh, 2004, Bouma, 2006). Les deux composantes occupation-utilisation, l'observation et l'interprétation, le fait et le droit, renvoient au binôme mécaniste formes-processus classique en géographie physique : la question de la forme en particulier soulève celle de la reconnaissance et de la représentation des limites, de leur persistance (Groupe Dupont, 2004), et de l'héritage des formes (Chouquer, 2000). L'analyse paysagère via l'écologie du paysage et les études quantitatives distingue en effet toujours *pattern* et *process*. Cette dualité entre la forme et la fonction d'une part est rappelée par Pinchemel (1999) « *nous vivons dans un univers de formes, et de formes colorées ; c'est par les formes que nous saisissons les fonctions* ». Classiquement, on considère le primat de la fonction sur la forme : l'usage définit l'occupation, des processus humains ou naturels résultent la « *luxuriance des formes* » (Le Bras, 2003, p. 376) ; mais les formes ont-elles aussi des effets sur les processus (Turner, 1989 ; Nagendra, et al. 2004)

Les métriques du paysage

L'écologie du paysage a développé un cadre précis pour la quantification des changements de l'occurrence des habitats, en prenant en compte leurs caractéristiques spatiales. La quantification des formes permet de caractériser la richesse de la composition et la configuration d'un paysage, sa diversité, son hétérogénéité ou homogénéité, les continuités et discontinuités, et ce via des indices

quantitatifs (Forman et Godron, 1986 ; Burel et Baudry, 1999). Ces indices reflètent avant tout la résolution spatiale (et thématique) de la représentation de ce paysage : c'est en cela qu'ils peuvent participer à l'évaluation de l'impact de ces résolutions sur la pertinence des formes et des changements détectés. Ces indices sont nombreux et ont été développés dans le cadre des techniques d'analyse spatiale automatique permise par les systèmes d'information géographiques (SIG) et en particulier par le logiciel FragStat (McGarigal et Marks 1995) pour ArcGis. Ils sont listés dans Wu et al. (2004)[1]. La plupart de ces indices renseignent sur des caractéristiques des cartographies qui entrainent une capacité différenciée à saisir la complexité paysagère et à détecter les changements. Ainsi l'indice NC (nombre de classes) caractérise le plus simplement la diversité paysagère mais n'est pertinent que pour comparer des zones différentes d'une même carte, car il dépend directement de la résolution thématique de la nomenclature utilisée. L'indice PD (*Patch density*, densité de parcelles, nombre moyen de polygones pour une unité de surface) est un indicateur de fragmentation du paysage. Dans la figure ci-dessous, deux paysages simulés sont composés chacun des mêmes classes, dans les mêmes proportions: leur composition est similaire mais leur configuration est différente. Cette différence peut se retrouver entre deux cartes qui n'ont pas la même résolution spatiale. Dans ce cas une simple analyse des quantités de surfaces changeantes ne permettra pas de saisir ce qui fait réellement la différence entre les deux, à savoir la configuration des surfaces au sein de l'espace.

Fig. 3.5 Composition et configuration



$C_{I1}=C_{I2}$ *mêmes surfaces par classes*

L'indice ED (*edge density*, densité de bordures exprimé *en linéaire de bordures par unité de surface)* permet de décrire le degré de sinuosité des bordures des polygones. Cet indice illustre l'importance de la forme des limites entre les espaces, mais ne décrit que la façon dont une donnée détecte (en fonction de sa résolution spatiale) et représente ces limites (voir 3.3.2). D'autres indices et outils (comme le transect) permettent de qualifier l'hétérogénéité, la lacunarité et la texture du paysage (Gustafson, 1998). L'usage courant de ces indices n'est cependant pas toujours justifié (Li et Wu, 2004)

[1] *Class Area CA, Percent of Landscape CA%, Number of Patches NP, Patch Density PD, Total Edge TE, Edge Density ED, Largest Patch Index LPI, Mean Patch Size MPS, Patch Size Standard Deviation PSSD, Patch Size Coefficient of Variation PSCV, Landscape Shape Index LSI, Mean Patch Shape Index MPSI, Area- Weighted Mean Shape Index AWMSI, Double-Log Fractal Dimension DLFD, Mean Patch Fractal Dimension MPFD, Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension AWMFD, and Square Pixel SqP. SHEI Shannon's evenness index, IJI juxtaposition index, Con Connectivity.*

Axes de recherche actuels

La science des changements d'occupation du sol traite des moyens d'observer, de la mise en place d'une observation continue ou répétée dans le temps, puis du traitement de l'information ainsi obtenue et la compréhension des changements détectés, pour enfin pouvoir comprendre les logiques d'évolution d'un territoire et proposer des modélisations de ces évolutions permettant de simuler les possibles changements futurs, selon différents scenarios. Les différents axes qui structurent la recherche sur les changements d'occupation du sol ont été synthétisés, entre autres, par Podaire (1996), Turner et al. (2007), Hubert-Moy, et al (2004), Liu et Deng (2010). Nous en proposons une synthèse, intégrant davantage ce qui concerne le traitement des données hétérogènes

L'observation.

Il s'agit de la question des méthodes, des approches pour obtenir l'information brute et détecter les changements. L'amélioration des techniques dans ce domaine (voir 3.2) permet de répondre à un besoin croissant de précision spatiale et temporel. Cet axe de recherche central inclut la littérature sur l'interprétation et la classification, sur la détection des formes, etc. …

La description.

Bien décrire les changements d'occupation du sol consiste à en déterminer la nature et à en quantifier l'ampleur afin de comprendre comment, pourquoi, à quel échelle et à quel rythme ces paysages changent. Nous allons voir (chap. 5) que généralement, et en France en particulier, ce suivi rend compte d'un double mouvement d'homogénéisation et de fragmentation (Jongman, et al. 2002). Cette étape fait partie intégrante de la nécessaire description des dynamiques spatio-temporelles dans toute analyse territoriale et paysagère. La focalisation sur les conversions d'occupation du sol permet une compréhension fine des processus en jeu et montre qu'au-delà de la description générale des dynamiques en place, leur variabilité spatiale et temporelle entraînent de fortes incertitudes (Gaillard, et al., 2010).

L'analyse

La compréhension, les facteurs, l'analyse du système homme-milieu seront traités dans le chapitre 5. L'enjeu est de comprendre, interpréter, expliquer, caractériser les trajectoires afin d'être au plus proche de la réalité. L'analyse des configurations et des reconfigurations paysagères est réalisé dans une optique soit écologique soit géographique, selon que l'on prenne en compte les dynamiques de végétation ou les facteurs socio-économiques. Dans le premier cas, on cherche à comprendre le fonctionnement des écosystèmes et à en modéliser les processus à l'échelle du paysage (Turner et al. 1990), ou bien à une échelle plus large en considérant ces dynamiques comme une part du changement global (Vitousek, 1996). Dans le second cas, il s'agit plus d'étudier l'interrelation homme-environnement pour comprendre comment les sociétés façonnent les paysages. Cette division recoupe grossièrement l'étude des effets et des causes. Notre travail se situe donc dans ce double champ, dans la mesure où l'étude des causes (l'utilisation des terres) est nécessaire pour comprendre et réévaluer les effets (les flux de carbone associés). L'approche rétrospective est mobilisée pour comprendre les paysages actuels et futurs (Antrop, 2004).

La modélisation

La modélisation, enjeu central en géographie depuis longtemps (Sanders, 2001) est un enjeu pour la communauté de recherche en occupation du sol, pour trois grandes raisons : i/ les modèles permettent de mieux comprendre le fonctionnement des espaces (Antrop 1998), ii/ ils permettent de compléter des données hétérogènes et éparses, et iii/ ils permettent de simuler des scénarios prospectifs.

L'évaluation des impacts

L'évaluation des changements d'occupation du sol est souvent motivée par un enjeu environnemental : il s'agit d'identifier les impacts des changements sur les milieux, les écosystèmes, les systèmes productifs, ainsi que d'évaluer les vulnérabilité, résilience et durabilité des systèmes dynamiques identifiées, avec en général un présupposé de dégradation environnementale causée par des changements anthropiques (Antrop, 2008 ; Makarov et al, 2010).

La pertinence

Les systèmes de suivi de l'occupation du sol ont pour ambition de refléter au mieux le paysage réel et ses dynamiques. Dès lors, la performance de ces systèmes s'exprime en termes d'exactitude et de précision, même s'il s'agit de notions relatives (voir 3.3.1). La mesure de la qualité des données et de la référence à l'aune duquel les étalonner est la question centrale de cette thèse (voir section 3.3 et chapitre 6). A l'analyse de la pertinence des changements mesurés s'ajoute l'analyse de la pertinence de la mesure des changements, c'est-à-dire le regard critique sur l'approche même pour suivre et quantifier ces dynamiques, et leur usage en tant qu'indicateur (Levrel, 2006 ; Godard, 2006 ; Lepart, et al. 2007 ; Clavero, et al. 2011 ; Charmes, 2013).

L'harmonisation et l'interopérabilité

La multiplication des données, la volonté croissante de pouvoir utiliser plusieurs sources différentes, de les comparer, de les utiliser en complémentarité, nécessitent au moins une inter-compatibilité, au mieux une harmonisation. Le reflexe le plus courant est d'indiquer que deux données, en tant que résultats de deux systèmes de production d'information distincts, ne sont pas comparable et ne peuvent être mises en commun. Les technologies de visualisation et de traitement de l'information spatiale tendent à créer un nouveau paradigme : celui de la superposition[1] et de la comparaison directe des données hétérogènes entre elles (Fonseca et al., 2000). C'est notamment pour cela que des données anciennes sont numérisées, géo-référencées, leur conférant un statut complètement différent de celui qu'elles avaient à la l'origine, et notamment un statut quantitatif avec le calcul des surfaces (Costes, et al. 2012 ; Leguédois, et al. 2014). Ces nouvelles pratiques ont engendré un ensemble de réflexions sur l'harmonisation et l'interopérabilité des données (Kohl, 2000, Sparfel, 2011), et en particulier du point de vue sémantique (Ahlqvist, 2008 ; Sboui, et al. 2009 ; Comber, et al. 2014). Ces réflexions convergent vers la mise en place de référentiels internationaux facilitant l'interopérabilité et la normalisation des métadonnées (par exemple Inspire).

Projets actuels en France

La communauté de recherche actuelle en France

Les chercheurs travaillant sur l'occupation et l'utilisation des sols, dans le monde, sont très nombreux. L'émergence récente d'une science pluridisciplinaire du « *land change* », en lien avec le « *global change* », tend cependant à rassembler en une communauté internationale des chercheurs travaillant sur l'observation, le suivi et la compréhension des changements d'occupation du sol au regard de leurs conséquences environnementales, et en particulier climatiques. Cette communauté mouvante se forme à l'occasion de grands projets et programmes d'envergure internationale, et en particulier des projets autour des créations de données : (le GIEC[2], le projet LUCC[3], le Global Land Project[4], le programme GOFC-GOLD[1]; le projet européen EAGLE[2], etc.). Dans ce contexte, la France

[1] voir aussi le site Géoportail (www.geoportail.gouv.fr) qui permet de superposer à la volée des données hétérogènes
[2] Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (en anglais Intergovernmental Panel on Climate Change), créé en 1988. www.ipcc.ch
[3] Land use and cover change, projet de l'IGBP (international Geosphere-Biosphere Program) lancé en 1994. www.igbp.net
[4] Initiative de recherche portée par l'IGBP (voir note ci-dessus) et l'IHDP (international humans dimensions programme on global environmental change) de puis 2005. www.globallandproject.org

reste cependant souvent en retrait avec une stratégie peu claire voire inexistante (Dorelon 2010). De même, on note la prédominance de certaines disciplines là où l'interdisciplinarité est particulièrement pertinente, étant donné le spectre interprétatif requis pour analyser l'évolution du territoire, avec *« la faible implication, voire l'absence de certaines disciplines des Sciences Humaines et Sociales, ce qui constitue un frein au développement de certaines phases de développement des projets, en particulier l'identification et l'analyse des facteurs des changements observés* » (Hubert-Moy et al., 2004, p.45).

En France, malgré ce manque d'intégration internationale, les travaux actuels sur l'occupation du sol sont très nombreux, mais les programmes manquent parfois de cohérence entre eux et les équipes restent dispersées (Hubert-Moy et al. 2004). Parmi les laboratoires les plus impliqués dans ces travaux, on retiendra les laboratoires suivants : Ladyss, Enec, Geode, Prodig, LETG-Costel, Inra, Cesbio, ThéMa, Cesaer, Sertit, Enita, Cogit[3]. Outre les laboratoires, quelques structures constituent des réseaux de structuration des travaux autour de ces thématiques, comme THEIA et GeoSud autour des données ; le Labex Dynamite[4] ; le réseau MAGIS[5], l'ADEME ; le Réseau Mixte Technologique Sols et Territoires, le réseau Géomatique et Territoire, le CITEPA ; et, au niveau européen : le JRC (Centre Commun de Recherche), l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE) et Copernicus (réseau centralisé de production de données spatiales).

Les projets

La création de nouvelles cartes d'occupation du sol constitue toujours aujourd'hui une part essentielle des projets de la communauté de recherche, en particulier afin de tirer parti des progrès technologiques acquis depuis les années 1980, permettant la génération de produits à des niveaux de précision de plus en plus élevés (Hilker, et al. 2009 ; Kinoshita, et al. 2014 ; Verpoorter, et al. 2014 ; GFW, 2015) et en France en particulier à travers plusieurs projets comme l'occupation du sol à grande échelle[6] (Gressin, et al. 2014), la cartographie semi-automatique de l'occupation des sols à échelle fine[7] (Waldner, et al. 2015), le projet de cartographie des habitats[8] ou la création d'une tâche urbaine nationale[9]. Outre la numérisation de données anciennes, les autres projets en cours visent à fusionner des données existantes (Fuches, et al. 2013 ; Kempeneers, et al. 2013 ; Ferreira, Camara et Monteiro, 2013) ou bien à faire appel à de nouvelles techniques d'analyse comme la fouille de données (Leenhardt 2005 ; Lazrak al 2009 ; Mari al 2010 ; Schott al 2011 ; Xiao al 2014), la théorie des graphes (Foltête, et al. 2012 ; 2014) ou la modélisation mathématique des paysages (Gaucherel, et al. 2012). La volonté d'harmonisation et de rendre cohérentes les données entre elles suscite aussi des travaux, comme la mise en œuvre de la directive Inspire (Léobet, 2009 ; 2011) ou le projet EAGLE (Arnold, et al. 2013).

---

[1] GOFC-GOLD : Global Observation of Forests and land cover dynamics, volet du programme "Global terrestrial observing system (GTOS) de la FAO, mis en place en 2003 www.gofcgold.wur.nl

[2] EIONET Action Group on Land monitoring in Europe, Groupe d'experts issu de l'EIONET (*European environment information and observation network*), au sein de l'Agence européenne de l'environnement. land.copernicus.eu/eagle

[3] **Ladyss** : Laboratoire des dynamiques sociales et recomposition des espaces (UMR 7533) ; **Enec** : espaces, nature et culture (UMR 8185) ; Géode : Géographie de l'environnement (UMR 5602) ; **Prodig** : pôle de recherche pour l'organisation et la diffusion de l'information géographique (UMR 8586), **LETG-Costel** : Littoral, Environnement, Télédétection, Géomatique (UMR 6554), composante « climat et occupation du sol par télédétection » ; **ThéMa** : théoriser et modéliser pour aménager (UMR 6049), **Cesaer** : centre d'économie et de sociologie appliquées à l'agriculture et aux espaces ruraux (UMR 1041) ; **Sertit** : Service Régional de Traitement d'Image et de Télédétection de l'Université de Strasbourg ; **Enita** : aujourd'hui Ecole nationale supérieure des sciences agronomiques de Bordeaux ; **Cogit** : équipe cartographie et géomatique du laboratoire en sciences et technologies de l'information géographique de l'IGN ; **Inra** : institut national de la recherche agronomique, **Cesbio** : centre d'études spatiales de la biosphère, sous tutelle de l'Univ. Toulouse III, du CNRS, du CNES et de l'IRD

[4] Laboratoire d'Excellence « Dynamiques Territoriales et Spatiales », créé en 2012. labex-dynamite.com/

[5] Groupement de Recherche MAGIS (Méthodes et Applications pour la Géomatique et l'Information Spatiale), créé en 2001. gdr-magis.imag.fr/

[6] Projet « OCSGE » de l'IGN, voir chapitre 4, section 4.2.7

[7] Projet « OSO » du CESBIO et du pôle Théia. Voir chapitre 4, section 4.2.5

[8] Projet « CarHab » du MNHN notamment. Voir chapitre 4, section 4.2.8

[9] Projet pour la région Languedoc-Roussillon du laboratoire Tetis (UMR 91).

Outils développés récemment et mobilisés dans la thèse

Principes généraux

Une approche systématique, ainsi que les approches modélisatrices, systémiques et narratives sont nécessaires pour quantifier les changements en prenant en compte la complexité des facteurs en jeu (Lambin et al. 2003). Il est d'abord nécessaire de disposer d'une définition complète des changements selon les caractéristiques définies plus haut: direction, magnitude, rythme, fréquence. Ces caractéristiques qualitatives et quantitatives, spatiales et temporelles, sont à la base des méthodes plus élaborées des analyses des changements. En effet, il est ensuite possible d'approfondir ces caractéristiques par une analyse statistique des flux de surface et par une analyse spatiale pour prendre en compte la localisation, la forme, et la taille du changement. L'analyse des changements d'occupation du sol doit toujours alterner entre vision analytique (étudier chaque conversion en particulier, chaque période et chaque dynamique spatiale) et une vision synthétique (considérer les dynamiques du territoire dans sa trajectoire globale, avec une approche intégrée, holistique). Caractériser les changements, c'est les décrire et donc les interpréter, les saisir sous un certain angle. Pour saisir le maximum d'informations, et en comprendre la complexité, de nombreux indicateurs sont autant d'angles d'approches qui permettent de caractériser les changements d'occupation du sol.

Outils

Zvoleff et An (2014) dressent une liste des principales méthodes intégrées utiles aux recherches sur les liens entre sociétés et paysages, qu'ils regroupent en quatre grands types : les méthodes statistiques (analyses de régression, fusion bayesienne, analyse de survie…), les méthodes d'analyse spatiale associées aux SIG (superposition, analyses spatio-temporelles, régression géographiquement pondérée…), les simulations (automates cellulaires, modélisation multi-agents…), et enfin les méthodes mixtes (modèles intrégrés).

L'analyse des changements passe nécessairement par plusieurs critères d'appréhension. Quelques indicateurs de base permettent d'en identifier les principales caractéristiques. Ils peuvent être résumés par des formules dont les termes[1] sont :

I = classe d'occupation du sol initiale

J = classe d'occupation du sol finale

S = Surface totale

Cij = tous les changements d'occupation du sol

t = durée de la période (l'intervalle temporel) ;

T= durée totale de toutes les périodes

N : Nombre

P= Persistance (I=J)

G= gain, surface gagnée par une catégorie lors d'un changement

L = pertes (*losses*), surface perdue par une catégorie lors d'un changement

Un changement est défini par :

- une **direction**, définie par la catégorie de destination, différente de la catégorie d'origine. C'est généralement ce critère qui fait l'objet de l'attention première des analystes et des acteurs politiques, c'est surtout ce critère qui est seul directement et aisément perceptible sur le terrain. La direction s'exprime en catégorie qualitative :

[1] D'après les termes les plus couramment employés dans la littérature, voir par exemple Pontius et al, 2004.

$$direction = J \neq I$$

- une **amplitude**, définie par la différence entre la surface maximale atteinte par un changement durant un intervalle de temps et la surface minimale atteinte dans un autre intervalle. L'amplitude s'exprime dans la même unité de surface[1] que les changements :

$$amplitude = max\ C_{i,j} - min\ C_{i,j}$$

- une **magnitude**, définie par la surface concernée par un même type de changement (en général ayant la même direction), pour une période définie. Elle est égale la surface cumulée des changements similaires et s'exprime en surface pour une période :

$$magnitude = C_{i,j,t}$$

- une **fréquence**, définie par l'unicité ou la répétition du changement dans le temps. Une répétition du changement peut être analysée comme un cycle s'il s'agit d'un retour à l'état initial après perturbation, ce qui permet une itération du même schéma. La fréquence s'exprime en unité de temps, selon que le changement intervient une seule fois ou plusieurs fois dans la période totale étudiée. Elle se calcule en divisant le nombre de fois où changements intervient dans la période par la durée de la période :

$$fréquence = NC_{i,j}\ T / T$$

- un **rythme**, c'est-à-dire une vitesse d'évolution, défini par la quantité de changements similaires (en général par leur direction) moyenne pour un pas temporel donné (en général par an). Le rythme est aussi appelé taux (Loveland, et al. 2002). C'est ce qui permet de résumer l'importance moyenne d'un changement durant toute la période étudiée, ou de comparer la vitesse d'un changement d'une période à une autre. Il s'exprime en surface par pas de temps :

$$rythme = C_{i,j}\ T / T$$

-un **type** (voir section 5.1), c'est-à-dire une qualification de la dynamique à l'œuvre par un terme plus large mais plus signifiant (ex : déprise, intensification, industrialisation…) (Foley, et al 2005).

Analyse statistique des flux : les matrices

La matrice brute de transition constitue une visualisation classique incontournable dans l'analyse des changements d'occupation du sol.

Tableau 3.1. Matrice d'occupation du sol

↱	**I** (classe 1)	**Classe 2 J**	**Total t0**
I (classe 1)	P_I	C_{IJ}	S_I
J (classe 2)	C_{JI}	P_J	S_J
Total t+n	S_I	S_J	S

Ce tableau est un outil central pour visualiser et comparer les données qui permettent de suivre les conversions. On lit en ligne l'utilisation en t1, en colonne l'utilisation en t2. A partir de ce tableau, on peut effectuer aisément trois analyses simples pour enrichir la compréhension des phénomènes étudiés. On retrouve en diagonale les surfaces étant restées les mêmes= la persistance (P). PI signifie surfaces dans la catégorie I au t0 et au t1. Les surfaces totales (S) se lisent à droite (t0) et en bas (t1).

[1] En général en ha, ou km².

La matrice relative

Fig 3.6 Matrice relative et indicateurs de gains, de pertes et d'échanges

Matrice brute

catégorie finale

catégore initiale	F	P	C	H	A	O	S Y1	pertes
F	P_F	C_{FP}	C_{FC}	C_{FH}	C_{FA}	C_{FO}	$C_F + C_{FJ}$	C_{FJ}
P	C_{PF}	P_P	C_{PC}	C_{FH}	C_{PA}	C_{PA}	$C_F + C_{FJ}$	C_{PJ}
C	C_{CF}	C_{CP}	P_C	C_{CH}	C_{CA}	C_{CO}	$C_F + C_{FJ}$	C_{CJ}
H	C_{HF}	C_{HP}	C_{HC}	P_H	C_{HA}	C_{HO}	$C_F + C_{FJ}$	C_{HJ}
A	C_{AF}	C_{AP}	C_{AC}	C_{AH}	P_A	C_{AO}	$C_F + C_{FJ}$	C_{AJ}
O	C_{OF}	C_{OP}	C_{OC}	C_{OH}	C_{OA}	P_O	$C_F + C_{FJ}$	C_{OJ}
S Y2	$C_{IF} + P_F$	$C_{IF} + P_F$	$C_{IF} + P_F$	$C_{IF} + P_F$	$C_{IF} + P_F$	$C_{IF} + P_F$	S	↓
gains	C_{IF}	C_{IP}	C_{IC}	C_{IH}	C_{IA}	C_{IO}	→	C

Matrice relative dite matrice des flux

catégorie finale

catégore initiale	F	P	C	H	A	O	S Y1	pertes
F	P_F / S	C_{FP} / S	C_{FC} / S	C_{FH} / S	C_{FA} / S	C_{FO} / S	$C_F + C_{FJ}$	C_{FJ}/ S
P	C_{PF} / S	P_P/ S	C_{PC} / S	C_{FH} / S	C_{PA} / S	C_{PA} / S	$C_F + C_{FJ}$	C_{PJ}/ S
C	C_{CF}/ S	C_{CP} / S	P_C/ S	C_{CH}/ S	C_{CA} / S	C_{CO}/ S	$C_F + C_{FJ}$	C_{CJ}/ S
H	C_{HF}/ S	C_{HP} / S	C_{HC}/ S	P_H/ S	C_{HA}/ S	C_{HO}/ S	$C_F + C_{FJ}$	C_{HJ}/ S
A	C_{AF}/ S	C_{AP} / S	C_{AC}/ S	C_{AH}/ S	P_A/ S	C_{AO}/ S	$C_F + C_{FJ}$	C_{AJ}/ S
O	C_{OF}/ S	C_{OP} / S	C_{OC}/ S	C_{OH}/ S	C_{OA}	P_O/ S	$C_F + C_{FJ}$	C_{OJ}/ S
S Y2	$C_{IF} + P_F$	$C_{IF} + P_F$	$C_{IF} + P_F$	$C_{IF} + P_F$	$C_{IF} + P_F$	$C_{IF} + P_F$	100	↓
gains	C_{IF}/ S	C_{IP}/ S	C_{IC}/ S	C_{IH}/ S	C_{IA}/ S	C_{IO}/ S	→	C/S

Echanges (*swaps*)

E_{IJ}
2*min(C_{IF}/S, C_{FJ}/S)
2*min(C_{IP}/S, C_{PJ}/S)
2*min(C_{IC}/S, C_{CJ}/S)
2*min(C_{IH}/S, C_{HJ}/S)
2*min(C_{IA}/S, C_{AJ}/S)
2*min(C_{IO}/S, C_{OJ}/S)
E=SEIJ/2

La matrice « brute », à gauche (exprimant les surfaces en absolu), et la matrice « relative » (exprimant les surfaces en proportion du territoire, en pourcentage), auxquelles sont ajoutées les « gains » et « pertes » pour chaque catégorie, peuvent être résumées par un ensemble de formules dont les termes sont :

Y	année	**U**	somme des C/S de la série / durée de la série (T)
I	catégorie de départ		
J	catégorie d'arrivée	**R**	(max(C/S, U)*(t) / U*T
S	territoire total		
C	changements	T	durée d'une série
P	persistance	t	durée d'un intervalle entre deux données (1 an pour TerUti)
E	échange		

Tout à droite, la colonne E (Echange ou *swap* en anglais) indique la quantité de surface échangée mutuellement entre deux catégories (changements bruts qui se compensent et qui n'apparaissent plus lorsqu'on considère le bilan net)

Le taux de changement

Il permet d'abord de repérer importance du changement en calculant la part du territoire qui change. La matrice brute permet d'abord de caractériser l'importance du changement en calculant la part du territoire concernée. Cet indice doit être ramené à un cadre temporel unique, en général à l'année. Ce taux de changement s'échelonne de 0 (stabilité totale) à 1 (instabilité totale) et se calcule simplement en considérant le rapport entre les surfaces de changement et la surface totale, le tout divisé par la durée (dans l'unité de temps souhaitée) :

$$Taux\ de\ changement = \frac{(\sum_{i=1}^{I} \sum_{j=1}^{J} C_{ij})/S}{T}$$

Avec de nouveau I = classe initiale

J = classe finale

Cij = changements d'occupation du sol

S : surface totale

T= durée totale de toutes les périodes

Cet indice peut servir à comparer la dynamique générale de différentes zones d'étude. Il permet aussi de confronter différentes bases de données : pour une même zone d'étude, c'est un

indicateur général de la sensibilité d'une technique à la détection du changement. Cet indicateur peut être calculé pour une catégorie particulière, notamment pour démontrer les différences d'appréciations de certains changements en particulier entre deux dispositifs de détection.

Changement brut et changement net.

Les synthèses traitant des changements d'utilisation et d'occupation des terres les expriment généralement comme changements nets, c'est-à-dire en comparant une surface de telle catégorie au temps t1 et au temps t2 et en calculant si cette catégorie a gagné, perdu ou stagné en surface. Il est bien plus intéressant de considérer les changements bruts car un territoire connait, pendant une même période, des changements opposés : c'est la direction du changement qui a la plus forte magnitude qui va déterminer la direction du changement net. Si les deux changements bruts sont de même magnitude, ils se compensent parfaitement, et l'apparence nette sera à la stabilité. En d'autres termes, la quantité finale varie mais la localisation des catégories a changé. Considérer cela est primordial avant d'interpréter toute valeur estimée de changement d'occupation du sol, afin de ne pas sous-évaluer les dynamiques réelles (Mertens et Lambin, 1997). Ce type de changement impliquant, au sein d'une catégorie, des conversions à surface constante, est un échange (ou permutation, *swap* en anglais) (Pontius et al, 2004). De manière plus réaliste, un territoire peut connaître à la fois une forte dynamique d'afforestation et des défrichements un peu moins importants. La dynamique nette fera ressortir une légère progression de la forêt, laissant entendre une absence totale de fronts de défrichements. Cet effet de masque est à éviter : au lieu de comptabiliser les flux en positif ou en négatif, chaque changement doit être comptabilisé en positif pour pouvoir être sommé.

Analyser l'intensité des changements

Les indices présentés jusqu'ici permettent de dresser des constats en simplifiant ou résumant les données. On peut affiner l'analyse avec un principe statistique de comparaison entre un changement théorique et un changement réel, c'est à-dire entre une probabilité et une observation. Les seuils et ruptures qui modifient les trajectoires théoriques ou s'y opposent viennent alors illustrer des anomalies qui restent à expliquer, soit qu'il s'agisse d'une rupture réelle (explication conjoncturelle (socio-économique, situation locale particulière, évènement naturel) ; d'un artefact (dû à une erreur de détection) si le terrain n'a pas connu une telle évolution, voire d'une sous-détection d'un phénomène plus général qui devrait être détecté plus largement.

Analyse des gains, des pertes et des transitions

La matrice des changements permet de calculer quelles sont les catégories qui changent, et quelles sont leur destination, autrement dit quelles sont les catégories les plus représentées dans les pertes et les gains. Ces calculs sont les plus pertinents lorsqu'ils sont effectués en proportion, relativement à la taille des catégories. En effet, la catégorie la plus présente aura plus de chance d'être la plus représentée dans les changements, par simple effet de proportionnalité – or cette considération est parfois omise (Pontius, et al. 2004).

Analyser les dynamiques des changements sans tenir compte de la persistance

L'analyse d'une matrice de transition permet de repérer les changements majoritaires, les conversions qui se font dans les deux sens... Les changements peuvent être analysés à partir des données de surface de changement, en séparant, dans la matrice de transition des surfaces brutes, la diagonale qui indique les surfaces qui restent dans la même catégorie, c'est-à-dire la persistance, du changement.

Persistance (P) : $C_{ij\ si\ i=j}$

L'analyse du changement doit en effet prendre pour base l'ensemble des changements et non être influencée par le poids des surfaces persistantes. Le changement est souvent surestimé pour cette raison (Pontius et al, 2004). De plus le poids des surfaces persistantes est un indicateur de l'inertie d'un paysage.

Les indicateurs d'intensité

Un outil important a été développé en particulier par R. Pontius : l'analyse d'intensité. Il a développé une base méthodologique d'interprétation et de traitement des données d'occupation du sol qui est particulièrement pertinente pour nos travaux et éclairantes vis-à-vis de nos problématiques. Il s'agit d'abord de considérer les changements bruts et non seulement les flux nets, mêmes s'ils sont plus rarement disponibles (Pontius, Shusas et McEachern, 2004). Cet article définit plusieurs mesures : le changement net (bilan), la persistance (part du territoire sans changement), les gains et pertes bruts, les permutations/échanges (swap, les gains et pertes qui se compensent), le changement total (changement net + swap). Par la suite, plusieurs publications proposent d'utiliser ces mesures pour calculer l'intensité du changement, mettant en place l'analyse d'intensité (*Intensity Analysis* ou IA) (Aldwaik et Pontius, 2012). L'intensité du changement repose sur le ratio entre la grandeur d'un changement entre deux catégories et la grandeur initiale des catégories concernées : l'intensité est alors mesurée pour les pertes et les gains selon que l'on s'intéresse à la catégorie gagnant ou perdant des surfaces. L'IA mesure le degré d'uniformité de l'intensité du changement en fonction des catégories. En d'autres termes, IA mesure si les changements sont uniformément proportionnels aux catégories. Cela permet de calculer des variations d'intensité et de procéder à plusieurs niveaux d'analyse: par catégories (celles qui sont évitées (ou « dormantes »), celles qui sont ciblées) ; par transitions (conversions les plus intenses) ; et par unités temporelles (où le changement est stationnaire ou instable). De même qu'il est plus judicieux d'analyser les changements en fonction des proportions relatives des catégories, il est aussi judicieux de considérer les catégories comme étant plus ou moins disponibles au changement du point de vue spatial. Si un changement-type a pour forme une extension, alors la catégorie adjacente sera surreprésentée dans les pertes par effet de disponibilité. Ces travaux s'inscrivent dans une littérature plus large de l'analyse quantitative fine des changements d'occupation du sol, ayant proposé d'autres indices, tels que les indices de stabilité, de turnover et de diversité (Swetnam, 2007), les analyses de changement structurel fondés sur l'entropie (Yang, 2011) et l'analyse des trajectoires (Agger et Brandt, 1988 ; Crews-Meyer, 2004 ; Hietel, et al. 2004 ; Cushman et McGarigal, 2007). Cependant, les indices développés par Pontius permettent une approche synthétique centrée sur la matrice particulièrement pertinente par rapport au contexte des inventaires UTCATF qui utilisent ce type de représentation.

Conclusion du 3.1:

Après avoir retracé les itinéraires empruntés par les courants disciplinaires ayant traité l'occupation du sol, nous avons montré les objets actuels et en devenir de ces travaux. La science de l'occupation des sols a connu une forme de resserrement avec l'enjeu du changement global et l'intégration pluridisciplinaire. Néanmoins il existe aujourd'hui de nombreuses directions de recherche sur le sujet : compréhension des paysages, analyse spatiale, spatio-temporelle, statistique des changements sémantique, etc. et spécialisation sur des dynamiques précises. On observe cependant une convergence vers l'idée d'un idéal d'interopérabilité et de référentiels communs permettant de traiter les différentes approches et données de façon plus cohérente.

Ainsi, il est clair que l'historique du suivi de l'occupation du sol pour répondre aux enjeux environnementaux, et en particulier climatiques – et ses problématiques politiques, techniques – ne recoupe pas l'historique académique du suivi de l'occupation du sol, qui rassemble des approches très diverses et des techniques multiples. Une des plus grandes différences entre ces deux contextes est

qu'il y a d'un côté une quantification centrée sur la composition et de l'autre des analyses des dynamiques spatio-temporelles centrées sur la prise en compte de la configuration paysagère.

Pour notre travail la priorité sera mise sur l'analyse spatio-temporelle fine des changements, sur la complémentarité des données et sur les différents niveaux de résolutions de la mesure des changements d'occupation du sol.

3.2 Etat de l'art des techniques de suivi du territoire et de validation des données

Ce chapitre dresse l'état de l'art sur la compréhension de la qualité et de l'incertitude des systèmes de production de données au regard de leurs spécifications techniques, de leurs modes de représentation de la complexité paysagère et de leur pertinence pour détecter les changements, en particulier dans le cadre des inventaires UTCATF. Il s'agit ici de comprendre la manière dont les données sont construites pour comprendre la validité des méthodes et leur pertinence au regard du besoin de suivi des flux de gaz à effet de serre. Nous recensons dans cette section les différentes approches possibles pour suivre l'évolution de l'occupation du sol, leurs intérêts et limites quant à la capacité à bien détecter les changements. L'objectif de cette section est de considérer *a priori* comme opérantes toutes ces approches pour les évaluer objectivement, de façon à ne pas écarter trop tôt de solution technique pertinente.

3.2.1 Panorama des différentes approches pour observer et suivre le territoire

Différentes approches pour différents besoins

Suivre les changements d'utilisation des terres à l'échelle nationale, ou même régionale, nécessite la mise en place de systèmes performants de classification des espaces et de détection des changements, qui puissent être reproductibles dans le temps en suivant la même méthodologie d'observation et de classification. Ces systèmes sont jugés par les acteurs institutionnels sur leur performance, relative aux objectifs poursuivis, alors qu'ils sont évalués sur leur qualité par la communauté de la recherche. La mise en place de ces systèmes de production de données émane d'acteurs qui ont des besoins et une vision du territoire qui influencent nécessairement leurs spécifications. Ainsi les différents systèmes de suivi répondent différemment aux questions suivantes :

Tableau 3.2. les modalités techniques de suivi des changements répondent à des besoins concrets

Question pratique : quelle qualité ? quelle précision ?	**Spécification technique correspondante**
Quelle part du territoire observer ?	Couverture
Comment observer ?	Approche
Comment catégoriser le territoire ?	Nomenclature
Quelle unité minimale prendre en compte ?	Résolution spatiale
Quelle fréquence de renouvellement de la détection ?	Résolution temporelle
Pour qui et pourquoi observer ?	Producteur et commanditaire

Différentes réponses à ces questions, combinées à différentes techniques disponibles, expliquent les différents types de données et leurs spécifications propres. Chaque approche a ses avantages et inconvénients, ses types d'erreurs possibles, ses méthodes de validation et ses types de produits. Pour connaître les avantages et limites d'une approche, les métadonnées des données produites renseignent sur ses spécifications et son mode de production.

Une typologie générale : l'approche endogène et exogène

Deux grandes approches fondamentales s'opposent, qui recouvrent la typologie que propose Laffly (2006) : d'une part des données endogènes (par échantillonnage, ascendantes) et d'autre part des données exogènes (synoptique, descendantes).

Les données endogènes sont des « *descriptions ponctuelles thématiquement spécialisées* » (Laffly, 2006), des informations acquises au niveau le plus fin *in situ*. L'approche ascendante (« *bottom-up* ») consiste à collecter et rassembler de multiples observations, réalisées à échelle fine, afin de reconstituer le territoire entier. Elle vise à observer, enregistrer, ou collecter des informations sur des espaces représentatifs afin de tirer une information sur le territoire total, quitte à simplifier par induction, en extrapolant une proportion de l'espace à une surface plus grande non enquêtée. Il peut s'agir d'une enquête de terrain, d'un recensement, de données déclaratives, etc., mis en place spécifiquement pour suivre l'occupation du sol ou bien mis en place dans un autre but mais mobilisé après-coup. Selon cette approche, les capteurs d'information sont multiples (appareils photos, œil humain) de même que les modalités d'enregistrement de l'information (observation, déclaration…). L'information recueillie est parcellaire (tout le territoire n'est pas observé) mais peut être suffisante (Fuller, et al. 1998 ; Laffly, 2006).

Des données exogènes sont des « *informations aréales généralistes* » (Laffly, 2006), c'est-à-dire des vues d'ensemble (synoptiques), des informations couvrantes, décrivant l'espace dans sa continuité à un niveau de description généralement plus grossier, généralisant la complexité spatiale et thématique dans une représentation de l'espace en classes généralement discrètes[1]. Selon cette approche descendante (« *top down* »), l'ensemble du territoire est observé avec le même capteur. L'approche spatiale exhaustive a pour but de tout observer, quitte à simplifier par généralisation cartographique la complexité de la trame spatiale des éléments paysagers. L'information recueillie est spatialement exhaustive mais peut être insuffisante thématiquement (Laffly, 2006 ; Godard, 2007).

Ces approches différentes répondent à une même problématique: le territoire, par sa taille, ne peut être suivi dans son intégralité, la simplification de l'information disponible est nécessaire. Face à l'impossibilité d'accéder à toute l'information souhaitée, il est possible : de tout observer d'un coup, en simplifiant le terrain réel ; ou de n'observer qu'en partie le terrain réel pour reconstituer ensuite le tout. Ces deux approches s'appuient sur des techniques dont les effets sur la détection des changements d'occupation des terres sont importants.

Un autre axe de typologie possible : le degré d'interprétation subjective

Il est aussi possible de distinguer les bases de données disponibles selon le critère de l'approche retenue dans le protocole d'acquisition des données. Le mode d'observation des données répond d'abord à la question « *pour qui observe-t-on ?* ». Le commanditaire est important car il porte un projet politique consciemment ou non[2]. Le mode d'observation répond aussi à la question *qui observe ?* : est-ce une machine (détection automatique), un spécialiste (analyse scientifique), un enquêteur, un technicien (application d'un référentiel) ou enfin un déclarant concerné par l'objet déclaré (un propriétaire, un exploitant…) ? La réponse entrainera la possibilité plus ou moins forte d'une subjectivité dans la création de la donnée. Les différentes techniques de segmentation de l'espace en classes d'occupation du sol font appel à différentes procédures allant de l'interprétation visuelle au plus près de l'objet observé (*in situ*), à la classification automatique de données enregistrées à très grande distance de cet objet (par un satellite). Les niveaux de standardisation (assurant l'homogénéité entre opérateurs humains, entre capteurs) peuvent aussi varier. Selon ces

[1] Il peut aussi s'agir de classes continues, voir les données *High Resolution Layers*, chap. 4, section 4.X

[2] Par exemple, Corine land Cover (voir chapitre 4 section 4.2.3) gomme les différences biogéographiques et culturelles par sa nomenclature de type morphologique.

approches, selon le degré d'implication de l'opérateur dans la classification et le choix des critères de celle-ci, les filtres interprétatifs jouent à des degrés différents.

Comparaison des approches

La plupart des travaux évoquant les avantages relatifs de ces différentes approches s'appuient sur des cas de données particulières plutôt que d'évoquer les limites en soi des méthodes. Ces travaux soulignent en général la complémentarité des approches, par exemple entre l'acquisition de photographies aériennes et les données satellitaires (Harvey et Hill, 2001 ; Goodwin et Hudson, 2002) ou entre les enquêtes de terrain et le satellite (Gallego et Bamps, 2008 ; Congalton et Green, 2008). La recherche des causes des différences d'estimation constitue cependant un sujet plus complexe, étant donné la grande diversité des éléments d'explication (Mas, 1999 ; De Biasi et Nascimento, 2000 ; Bird, et al. 2000 ; Loveland, 2004 ; Bibby et Shepherd, 2005 ; Godard 2006 ; Fuller et al. 2010 ; Kim et al 2015). Nous allons présenter successivement les différents facteurs explicatifs des incertitudes et des erreurs, à l'origine de l'incomparabilité et de l'hétérogénéité des jeux de données produits sur l'occupation du sol.

Tableau 3.3 Récapitulatif des différentes approches

Approche	Type d'observation	Technique
Exogène	Télédétection passive	Photographie aérienne
		Satellite
	Télédétection active	Radar
		Lidar
Endogène	Observateur formé	Enquête de terrain
		Photographie
		Enquête administrative
		Enquête déclarative[1]
	Observateur non formé	Enquête déclarative[26]
		Information Géographique Volontaire

Ici le terme télédétection est entendu au sens large d'observation à distance : l'imagerie satellite et la photographie aérienne en sont des domaines particuliers. Les sections suivantes de ce chapitre traitent successivement de ces différentes techniques qui permettent toutes, directement ou indirectement, de suivre l'évolution de l'occupation du sol.

[1] Il existe deux types d'enquêtes déclaratives, selon que l'observateur soit formé ou non. Pour le Registre Parcellaire Graphique (RPG), issue des déclarations des agriculteurs demandant des aides au titre de la Politique Agricole Commune (PAC), les exploitants disposent d'une expertise de leur terrain et les modalités de déclaration font l'objet de formations.

3.2.2 La photographie aérienne

Technique et usage pour l'occupation du sol

Les techniques d'interprétation de photographies aériennes font appel à des connaissances sur les formes et les composants des paysages. Après un premier essor dans la première moitié du 20e siècle, lié aux applications militaires, leur usage s'est diversifié vers l'aménagement et l'étude scientifique des paysages. L'utilisation de photographies aériennes est depuis longtemps identifié comme moyen d'observer en particulier l'espace rural, ses formes, son fonctionnement et ses dynamiques (De Martonne, 1948 ; Rey, 1957 ; Rey et Izart, 1967 ; Cazabat, 1969 ; Tricart, 1970 ; Girard et Girard, 1975 ; Gilg, 1978). Il s'agit d'embarquer un appareil photographique sur un appareil aéroporté (avion, ULM, drone) qui prend des clichés régulièrement et dans une direction verticale, par bandes juxtaposées, de façon à couvrir le territoire à cartographier. Le but est d'obtenir une image selon un angle de vue le plus vertical possible, avec une série de correction (et si besoin de prendre de nouveaux clichés) en fonction du recouvrement des photos, leur exposition, la présence de nuages ; et d'ortho-rectification pour que les photos soient homogènes du point de vue de la géométrie (déformation traitée par photogrammétrie), de l'échelle, du relief, et de la radiométrie. L'image obtenue par l'ensemble des photos corrigées et assemblées (mosaïquage) est alors superposable à une carte et interprétable. La vision en trois dimensions est possible par stéréoscopie (clichés séquentiels avec zone de superposition pris selon un angle différent), ou grâce à un logiciel. L'interprétation des éléments photographiés pour produire une donnée cartographique passe par l'identification d' « *éléments d'interprétation* » (Rabben, 1960 ; Howard, 1970) qui permettent aux géomorphologues, aux écologues, pédologues, archéologues, etc., de distinguer les différentes variables de leurs objets d'études. Cependant la cartographie de l'occupation du sol en général est une approche plus large qui rassemble des informations écologiques, paysagères, agronomiques et urbaines. L'interprétation des objets et des surfaces prend en compte la taille, la forme, l'ombre, le ton, la couleur, la réflectance, la texture et les motifs (Rabben, 1960), la structure[1] la position et l'association des objets entre eux (Verstappen, 1977). L'association des objets entre eux, comme le voisinage (une pelouse est interprétée différemment selon qu'elle jouxte une maison ou une forêt) ou la séquence de succession, fait émerger des textures et des motifs paysagers. Cette analyse de la composition est essentielle pour comprendre le système d'usage et d'occupation du sol et donc pour l'interpréter (King, 1984). Toutes ces caractéristiques dépendent du type de photographie et des techniques employées, et donc de l'époque à laquelle elles ont été prises.

Les techniques de photo-interprétation ont en effet évolué avec le temps : les opérations (corrections, dessins) furent d'abord manuelles, ce qui pouvait entrainer des erreurs de saisie ; puis à partir des années 1980 et 1990 les supports et les opérations sont numérisés, avec une vectorisation des contours sous SIG, ce qui facilite leur validation. Depuis les années 2000, les photographies de très haute résolution et les capacités techniques croissantes ont poursuivi cette dynamique de qualité croissante (Foulard et Zeigler, 2013). L'interprétation peut être manuelle, assistée par ordinateur (avec visualisation simultanée de plusieurs informations en complément de la photo à interpréter), voire automatisée avec une approche orientée-objet (Janty, 2015). La photo-interprétation manuelle (analogique) ou assistée par ordinateur sous SIG (numérique, semi-automatique) nécessite de contrôler la qualité thématique (vérification de l'exactitude, de la pertinence des interprétations en fonction de la nomenclature), topologique (vérification de la cohérence des formes entre elles, il ne doit pas exister de vides ni de chevauchement) et temporelle (l'échelle d'interprétation, les définitions des catégories doivent être constantes, de même que les polygones anciens qui n'ont pas subi de changement ne doivent pas être redessinés, même si cela les améliorerait) (Gerard et al, 2010 ; Nastran et Kulovec 2014). Il y a ainsi une grande différence dans la qualité des photographies selon la date, en fonction du

[1] Notamment la densité, en utilisant des référentiels (Folk, 1968).

type de format (argentique, numérique), de la résolution spatiale et spectrale, du type d'orthorectification (manuelle ou lors de la prise de vue).

Qualité, intérêts et limites pour la mesure de l'occupation du sol

Cette approche, même si elle est plus ancienne que la télédétection satellitaire, est même si elle peut être couteuse, reste toujours utilisée et pertinente (Falkner et Dennis, 2001 ; Weng 2007 ; Cohen et al, 2010). En particulier, et contrairement aux images satellitaires, des photographies anciennes sont aussi disponibles pour certaines zones et permettent des analyses sur le temps long (voir par ex. Alodos al 2004 ; Mimet, et al. 2016). Les photographies aériennes anciennes sont de très mauvaise qualité : il faut attendre les années 1970 pour que la résolution spatiale ou spectrale s'améliore. La mise à disposition sur les sites types Géoportail va de pair avec une perte de résolution du fait d'un scannage trop peu soigneux (Cohen et al, 2011). Une autre solution consiste à travailler sur des agrandissements à partie des négatifs (Cohen et Hotyat, 1995 ; Cohen et al, 2011). La hausse de la résolution spatiale des photographies avec le temps entraine cependant des difficultés, dans les analyses diachroniques, à repérer les véritables changements des différences de qualité (Nastran et Kulovec, 2014) Le recours à l'interprétation de photographies aériennes récentes, de bonne qualité, a l'avantage de la précision, avec la possibilité de vérification par plusieurs experts ayant une connaissance du terrain et pouvant s'y rendre. La visite de terrain, en amont et en aval de l'interprétation, est essentielle dans le processus de production et de validation d'une carte basée sur l'interprétation de photos aériennes. La validation des cartes produites par photo-interprétation passe par des procédures de vérification, sur le terrain, de points de contrôles faisant office de sites-échantillons. Cette vérification permet de vérifier les deux aspects fondamentaux de l'évaluation de l'exactitude de la carte produite : d'une part la classification (précision thématique), et d'autre part l'emplacement (précision spatiale des frontières du polygone) (Hord et Brooner, 1976). Ce taux de fiabilité traditionnel peut aussi être complété par un taux d'accord sur l'interprétation d'un même espace, par différents opérateurs (Foulard et Zeigler, 2013).

Qualité, intérêts et limites pour la détection des changements

Cette approche a été démontrée comme pertinente pour la détection (Singh, 1989) et la caractérisation (Andrew et al, 1997) des changements. Les erreurs d'interprétation ainsi que les erreurs de digitalisation peuvent toutefois entrainer de nombreux faux changements. Ainsi, en Slovénie, près de 65% de la déforestation estimée par comparaison de cartes issues de photo-interprétation entre 2002 et 2012 relevait en fait de faux positifs liés à des différences de limites spatiales (Nastran et Kulovec, 2014). La condition essentielle pour que l'interprétation de photos aériennes soit pertinente à la détection des changements d'occupation du sol est l'homogénéité dans le temps des spécifications méthodologiques (résolutions spatiale et thématique), et l'utilisation comme point de départ de la carte précédente afin de respecter la même structure spatiale[1] lorsque les espaces n'ont pas changé. Or celle-ci est souvent recrée après-coup par traitement d'image avant de digitaliser les polygones, (Cohen, Llausas et al, 2009). La cohérence méthodologique assure la cohérence dans la détection des changements (Gerard et al, 2010), sinon le changement enregistré entre deux cartes peut être imputable à de multiples causes, comme une amélioration de la classification au cours du temps du fait d'une meilleure résolution spatiale ou spectrale (Cohen et al, 2011) d'une zone qui ne connaitrait aucun changement véritable.

[1] Ou d'une même structure de référence, par exemple la BD Topo non déformée.

Pertinence de l'approche pour les inventaires UTCATF

L'utilisation de photographies aériennes pour cartographier un pays entier aux fins de l'inventaire UTCATF pose des problèmes de coûts, proportionnels à la surface du pays (Fonji & Taff, 2014), ainsi que des problèmes de continuité méthodologique, en particulier dans la qualité des photographies, afin d'assurer une cohérence et de limiter les erreurs (Nastran et Kulovec, 2014). En France, ce travail est effectué par l'IGN.

3.2.3 La télédétection (passive) : imagerie satellite

La télédétection satellitaire par des capteurs passifs est la technique d'acquisition de données d'occupation du sol qui a généré le plus de travaux. L'état de l'art est par conséquent très riche et il s'agit ici d'insister sur les conséquences des méthodes en termes de pertinence, de performance – en tant que capacité à bien suivre les classes d'occupation du sol et à détecter les changements.

Technique et usage pour l'occupation du sol

Il s'agit de l'approche aujourd'hui la plus couramment employée pour suivre le changement d'occupation des terres, en particulier parce qu'elle permet une étude très précise de la biosphère (Girard et Girard, 1975). Le développement des données satellitaires, leurs résolutions de plus en plus grande et leur disponibilité a amené les géographes – entre autres – à utiliser massivement ces données. Les recherches en géographie sont liées à des projets spécifiques souvent internationaux et surtout à l'arrivée à maturité des techniques de traitement d'images satellites (Hubert-Moy, 2004). La télédétection optique passive analyse le signal émis ou réfléchi par une surface dans plusieurs intervalles de longueur d'ondes. Les différents états de surface, en fonction de l'occupation du sol, ont une signature spectrale spécifique (Girard et Girard, 1999). La télédétection mesure les propriétés physiques des surfaces en termes d'énergie reflétée (en watt/m²), en interprétant les variations dans le signal-image[1] (Dedieu, 1993). Elle fait appel à l'imagerie multispectrale (acquisition dans plusieurs bandes spectrales séparément : bleu, vert, rouge, proche-infrarouge, moyen-infrarouge, thermique…) et hyperspectrale (acquisition dans des centaines de bandes plus étroites et contigües). Les fenêtres spectrales exploitées pour la classification de l'occupation du sol sont principalement les longueurs d'onde dans le visible, le proche infrarouge et le moyen-infrarouge.

La classification, opération centrale de création des cartes d'occupation du sol

Plusieurs techniques de classification sont employées pour produire des cartes d'occupation du sol, abondamment décrites dans la littérature (Minvielle & Souiah, 2003). La classification par pixel est la plus classique : chaque pixel est classé en fonction de sa valeur spectrale dans différentes longueurs d'onde, indépendamment des pixels voisins, avec un risque de confusion si deux occupations bien distinctes ont des valeurs radiométriques proches. Ces procédures de classification peuvent être non supervisées (procédure automatique où les pixels similaires sont groupés en catégories restant à interpréter en classes), supervisées (l'opérateur identifie des zones d'apprentissage représentatives de classes déjà identifiées via des données annexes) ou hybrides (en supervisant la classification de certaines classes seulement) (Turpin, Nicolas et Inglada, 2014). L'automatisation partielle ou complète des procédures de classification est l'objet de travaux depuis les années 1970 (Guermond et Leduc, 1975). L'analyse en composantes principales (ACP), est couramment employée, permettant de repérer les axes de plus grande variance au sein des différences de réflectance mesurée dans l'espace radiométrique de l'image (Joly, 1986 ; Forster, 1985). La pertinence de la classification dépend notamment de sa capacité à rester cohérente une fois appliquée à différentes images, autrement dit son caractère reproductible et généralisable. Pour cela, il est possible d'appliquer plusieurs étapes comme le proposent Andrieu et Mering (2009) : classification non dirigée, ACP permettant

[1] et non en observant les différences de teinte dans le visible, contrairement à une interprétation visuelle plus intuitive.

d'augmenter les contrastes radiométriques au sein de chacune de ces classes, puis seconde classification permettant de réaffecter correctement les pixels antérieurement mal classés.

Les techniques de classification peuvent être directes (*hard classification*) ou souples (*soft classification*), selon qu'on attribue au pixel une seule classe ou bien plusieurs (Bastin, 1997 ; Yang, et al. 2003). Ainsi les classifieurs dits « *soft* » évaluent les niveaux d'appartenance de chaque pixel à chaque classe. La classification « *soft* », plus réaliste, obtient de meilleurs résultats d'exactitude que la méthode « *hard* » traditionnelle, mais une méthode mixte est encore plus performante (Hu, et al. 2013)

L'approche orientée-objet, plus complexe que la simple approche par pixel, est particulièrement pertinente. Elle consiste non pas à considérer chaque pixel séparément mais regroupe ceux-ci en considérant qu'ils représentent un objet. Ainsi des pixels contigus sont traités comme un objet ayant une certaine valeur spectrale et une certaine configuration spatiale (Benz al 2004 ; Sparfel 2010). L'approche orientée objet consiste en un premier niveau de segmentation puis un niveau de classification, chaque type d'objet étant associé à des règles de connaissance et les classes ayant des liens de relation hiérarchique entre eux. (Inglada, et al 2014). Cette approche exige une haute résolution spatiale et de préférence des images multispectrales : de ce fait, elle utilise souvent des photographies aériennes couleur ou infra-rouge (Janty, 2015). Cette approche, parce qu'elle permet de tirer parti de la structuration de l'occupation du sol par les activités humaines (parcelles agricoles, bâtiments, massifs boisés aux frontières nettes, etc.) présente un intérêt majeur (Blaschke, 2000 ; 2010), mais aussi des limites lorsque l'occupation est spatialement très hétérogène, en particulier pour le mitage périurbain (Kamagata et al 2005). Dans ce cadre, il existe de nombreux travaux afin d'optimiser la classification et les algorithmes, par exemple en se basant sur les paramètres de texture (Maillard, 2003).

Qualité, intérêts et limites pour la mesure de l'occupation du sol

Intérêts

L'approche spatiale obéit à un principe d'exhaustivité (tout le territoire est classifié) et à un principe topologique (les polygones ne se recouvrent pas et partagent les mêmes limites), constituant un intérêt majeur par rapport à d'autres approches. Les moyens techniques utilisés pour cette représentation et cette classification déterminent la précision des données. Cette approche apporte de nombreux avantages. Tout d'abord, il est possible de réinterpréter la donnée brute avec une nouvelle nomenclature plus fine ou une unité minimale cartographiée plus précise, par exemple. Dans les autres approches, la donnée brute n'est pas fixée avant la classification. Autrement dit, avec une approche spatiale, la classification est plus aisément vérifiable. Un autre avantage est que la donnée spatiale est directement exprimée en surface, ce qui évite d'avoir à recourir à des règles statistiques d'extrapolation et d'avoir des problèmes liés à la représentativité de points mal classés. Un troisième avantage est qu'il s'agit d'une donnée spatialement explicite aisément comparable à d'autres données spatiales par intersection via un SIG. De plus, là où les enquêtes de terrain ou bien les campagnes de photographies aériennes restent coûteuses à mettre en place année après année, la répétition est au cœur du dispositif satellitaire, ce qui assure une continuité utile pour créer de longues séries temporelles à partir des années 1970 (Zhu et Woodcock, 2014). Enfin, l'intérêt de la télédétection satellitaire a aussi été démontré pour suivre certaines classes d'occupation en particulier : les surfaces urbanisées (Guérois, 2008 ; Jacqueminet et al, 2013 ; Mertes et al, 2015), les forêts (Zhu et al, 2012 ; Xin al 2013 ; Cherrington al 2015), les cultures (Corgne, 2004 ; Waldner al 2015 ; Valero al 2016), les prairies (Bock et al, 2005 ; Ichter et al, 2014 ; Zlinsky et al, 2014), les zones humides (Dahl, 2004 ; Vacquie, 2011 ; Tiner, et al. 2015) et les surfaces en eau (Verpoorter et al, 2014).

Limites

Il est nécessaire de procéder à différents prétraitements (corrections géométriques, radiométriques, homogénéisation, rehaussement) des données brutes avant d'en traiter directement les informations pour produire des cartes d'occupation du sol (Girard & Girard, 1999). En particulier, le redressement, pour que l'ensemble des vues se superposent parfaitement, oblige à recalculer, (*rééchantillonnage*) la valeur des pixels, en fonction de leur nouvelle localisation[1]. L'ensemble des procédures de retraitement, de correction et de calibrage des données satellitaires est essentiel pour s'assurer de la qualité de la comparaison des données dans le temps, et donc de la pertinence des analyses de changements d'occupation du sol qui en sont tirées. Ces opérations peuvent être longues et à l'origine de certaines erreurs. La classification à partir des données acquises par les capteurs relève d'une approche moins intuitive qu'une interprétation visuelle (sur le terrain ou à partir de photos aériennes), et dès lors l'évaluation de l'exactitude fait appel à une plus grande technicité. Si la télédétection satellitaire permet de suivre avec plus d'acuité l'occupation biophysique du sol, l'interprétation de l'utilisation du sol reste un exercice plus complexe. De plus, comme toute approche spatiale, la simplification de la complexité du terrain reste un inconvénient majeur. En, effet, le polygone appartenant à une classe peut correspondre à une surface hétérogène, et ses limites peuvent mal correspondre à la situation réelle (voir section 3.3.2). Les utilisateurs de produits issus de télédétection soulignent régulièrement leur incapacité à répondre aux besoins de précision (Townshend, 1992 ; Wilkinson, 1996 ; Gallego, 2004 ; Lu et al, 2008). Cette notion de *précision* sera définie en section 3.3.1, car elle recouvre différentes dimensions.

L'approche classique consistant à classer chaque pixel puis à comptabiliser le nombre de pixel dans une classe pour connaitre la superficie totale de celle-ci induit un biais de mesure important : à moins que les erreurs soient absolument symétriques, les erreurs sont proportionnelles à la taille d'une classe (Czaplewski, 1992 ; Gallego, 2004 ; Stehman, 2005 ; Särndal et al, 1992). L'estimation des intervalles de confiance et de l'erreur standard est un exercice nécessaire mais qui ne prend pas toujours en compte ces éléments (McRoberts, 2011) : les méthodes développées pour évaluer l'exactitude des surfaces estimées restent encore sous-employées (Olofsson et al, 2013).

Qualité

La qualité des produits d'occupation du sol issus de télédétection satellitaire dépend en premier lieu de la qualité de l'image brute, des corrections effectuées – notamment le rééchantillonnage – et ensuite des niveaux de résolution du produit : i/ la résolution spatiale, qui s'exprime en unité minimale détectée (déterminant la taille du pixel) mais aussi en échelle de visualisation (par exemple 1/50 000e) ; ii/ la résolution radiométrique ; et iii/ la résolution temporelle. Néanmoins la question de la qualité des produits d'occupation du sol est traditionnellement basée sur la qualité de la classification. Cette qualité s'exprime en capacité à détecter les mêmes classes que pour des valeurs de référence (nous reviendrons sur les limites de ce paradigme en section 3.3.1). Ainsi, traditionnellement, la mesure de la qualité désigne la vérification de l'exactitude de la classification, opération fondamentale en analyse mono-date de données d'imagerie satellitaire (Foody, 2002 ; 2010 ; Olofsson al 2013 ; 2014 ; voir section 3.3). Un premier niveau de vérification de la pertinence de la carte produite est le contrôle qualité, qui consiste à classifier de nouveau une zone (automatiquement ou par interprétation d'expert). Le second niveau de vérification plus approfondi est la validation qui consiste à vérifier les informations produites en échantillonnant des points de contrôle sur le terrain afin de comparer la vision *in situ* et la carte. Les sources d'incohérences et d'erreurs entre la valeur de référence et la valeur classifiée ont généralement des causes spatiales (voir 3.3.2) ou thématiques (voir 3.3.3) (Bossard et al 2000 ; Congalton, 2005). L'évaluation de l'exactitude se divise en deux types : le type conventionnel (Congalton & Green, 1999) et la « *fuzzy accuracy assessment* »

[1] Ce recalcul, ou rééchantillonnage, est généralement effectué selon trois méthodes principales : le plus proche voisin, l'interpolation bilinéaire et la convolution cubique

(« vérification floue ») décrite par Gopal et Woodcock (1995) et appliquée notamment par Laba et al. (2002) et Mahoney et al. (2007) (voir section 3.3).

L'évaluation conventionnelle de l'exactitude d'une carte d'occupation du sol est mesurée en confrontant la carte à une valeur de référence (sensée refléter au mieux la réalité, soit le terrain soit carte considérée plus juste). Leurs taux d'accord sont mesurés via une matrice de confusion (Card, 1982) à partir de laquelle plusieurs indices généraux peuvent être calculés. On considère traditionnellement quatre phases dans les protocoles d'évaluation de l'exactitude : i) le plan d'échantillonnage pour choisir les sites de références ; ii) la création des valeurs de référence, iii) la classification des sites de références, iv) la comparaison entre la carte et la référence (Stehman & Czaplewski, 1998) ; Wulder et al, 2006). Cette évaluation est généralement synthétisée sous la forme d'une matrice de confusion afin de traiter statistiquement les chances que la carte a de présenter une information erronée au regard de la réalité de terrain. L'indicateur d'incertitude ainsi calculé est la proportion de territoire correctement estimé, à la manière d'une vérification des estimations d'un modèle. La matrice de confusion est un outil classique pour mesurer la justesse, et donc la qualité, d'un système de classification à partir d'une comparaison entre valeur estimée et valeur réelle, pour chaque classe. Elle est utilisée en apprentissage supervisé. Elle se présente comme un tableau à double entrée ou *matrice*, avec en colonne les estimations pour chaque classe, et en ligne les données de référence pour chaque classe (dites éventuellement *valeurs réelles*). La matrice de confusion permet de mesurer rapidement les différences entre ces deux jeux de valeurs, en indiquant d'une part les erreurs d'omission (des données sont oubliées dans une classe) et d'autre part de commission (des données sont présentes à tort dans une classe).

Tableau 3.4. Matrice de confusion, erreurs d'omission et de commission

		Estimation		**Erreurs d'omission**
		Classe A	Classe B	
Référence	Classe A	96	4	0.04
	Classe B	7	93	0.07
Erreurs de commission		0.07	0.04	

Pour 100 points appartenant réellement à la classe A (total de la ligne « référence – classe A »), seuls 96 sont estimés correctement (surfaces « A » bien classées en « A »), les 4 autres ont été classés, à tort, en B. Autrement dit, 4 points de classe A ont été *omis*. Les totaux des colonnes indiquent l'ensemble des catégories telles qu'elles ont été classées. Sur les 103 valeurs estimées en A (total de la colonne « Estimation – classe A »), 7 appartiennent en réalité à la classe B et ont été classés en A à tort. Autrement dit, sur tous les points classés en A, 7 erreurs ont été *commises*.

Cette matrice permet ainsi de déterminer deux types d'erreurs qui reflètent la précision de la donnée produite dans deux dimensions : l'erreur d'omission renseigne la précision du producteur (*producer's accuracy*), et l'erreur de commission renseigne la précision de l'utilisateur *(user's accuracy)*. Dans l'exemple ci-dessus, *l'erreur d'omission* renseigne sur le fait que les points devant appartenir à une classe n'ont pas tous été identifiés comme tels ; et *l'erreur de commission* renseigne sur le fait que des points ont été interprétés comme appartenant à tort à une classe plutôt qu'une autre. Ces deux éléments permettent de calculer le taux d'erreur global qui indique la *précision globale (overall accuracy)* (Foody, 2002). Cette évaluation classique est devenue plus complexe avec des cartes d'occupation couvrant des territoires de plus en plus grands et avec des classes de plus en plus fines : ces processus ont été affinés au niveau de chaque classe individuellement (par ex. Laba et al., 2002; Stehman et al., 2003; Wickham et al., 2004; Wulder et al., 2006). Pour une revue critique des différentes mesures d'exactitude, on se référera à Liu et al (2007).

La vérification floue (*fuzzy accuracy assessment*) permet d'évaluer une classification en l'absence de vérité-terrain (Gopal et Woodcock, 1995 ; Laba, et al. 2002 ; Mahoney, et al. 2007). Elle se fonde sur le concept d'ensembles flous (*fuzzy sets*) introduit par Zadeh (1965) pour se référer à l'imprécision inhérente au raisonnement humain. Cette notion repose sur l'idée qu'un objet n'a pas à appartenir uniquement et forcément à une seule catégorie et que différents objets d'une même carte peuvent ne pas avoir la même certitude. Les limites spatiales peuvent aussi être incertaines et non clairement tracées (Woodcock, 1996).

La proportion de territoire correctement classifié est généralement assortie d'un indice Kappa. Il existe plusieurs indices kappa (Pontius, 2000 ; Pontius et Millones, 2011). Cet indice est utilisé traditionnellement en statistiques pour les analyses multivariées et pour évaluer la pertinence des modèles. Il exprime le taux d'accord entre deux cartes, corrigé par ce qui aurait été attendu par hasard. Son usage est courant dans le domaine satellitaire. Pontius et Millones (2011) souhaitent amener la communauté scientifique à abandonner l'usage de ces indices « *inutiles, trompeurs et erronés* » pour les sciences de l'utilisation et occupation des terres, s'inscrivant dans la suite de nombreux articles précédents critiquant son usage mais qui restaient en débat. Selon eux, l'indice kappa évalue l'exactitude d'une carte en la comparant à des valeurs aléatoires alors que l'étalon à l'aune duquel comparer la carte produite n'est en aucun cas alétoire. De plus, cet indice se focalise sur les accords alors qu'il convient d'analyser d'abord les désaccords : la persistance de la majorité du territoire ne doit pas être prise en compte. A la place, ces auteurs proposent de calculer des indices plus intuitifs de concordance de l'ampleur et de la localisation du changement (« *quantity and location agreement* »).

Qualité, intérêts et limites pour la détection des changements

Les différentes méthodes de détection des changements et leurs limites

On oppose traditionnellement deux grandes approches pour détecter les changements à partir d'images satellitaires, mais aussi à partir de photographies aériennes haute résolution (Singh, 1989) :

- l'analyse classique bi-temporelle de comparaison entre deux cartes (c'est-à-dire des produits de post-classification) de deux dates différentes et indépendamment classifiées ; l'analyse des images recrée les changements par comparaison d'états du même territoire à deux moments différents, que ce soit par soustraction entre images ou par comparaison de points d'échantillonnages. La comparaison permet donc d'évaluer les modifications structurelles (bilan des surfaces par catégories, bilan des changements, observations des modifications de formes). Il s'agit de valoriser l'historique des pixels ou des polygones qui ont connu divers états (Crews-Meyer, 2002) et de détecter de régions changées dans deux ou plusieurs images de la même scène prise à des instants différents (Radke et al., 2005).

- l'analyse simultanée de données multitemporelles, avec une détection du changement plus dynamique. Par exemple, avec mise à disposition des séries multitemporelles Landsat, Zhu et Woodcock (2014) ont développé une méthode de classification et de détection des changements « en continu », c'est-à-dire pour l'ensemble des images acquises, au sein d'une même année ou non, quel que soit leur degré d'ennnuagement. L'application systématique de cette technique n'est pas encore envisageable, en raison du poids très important des données mobilisées et de l'inadéquation de l'algorithme aux surfaces agricoles ayant plusieurs variations interannuelles (Zhu et Woodcock, 2014).

Plusieurs publications proposent une synthèse critique des différentes techniques possibles pour détecter les changements à partir de données de télédétection satellitaire, leurs intérêts et leurs limites, voire une évaluation de leur performance (Mas et al, 1999 ; Coppin et al, 2004 ; Lu et al, 2004 ; Radke et al, 2005 ; Robin, 2007 ; Bruzzone, 2013 ; Tewkesbury et al, 2015). Les techniques principales sont les suivantes : la méthode pixellique, classique et encore largement employée, qui relève de la comparaison post-classification de l'état d'un pixel entre deux dates afin de le considérer

comme changé, soit en fonction d'un seuil empirique de quantité de changement, soit via des méthodes plus complexes (Mas et al, 1999). Les méthodes utilisant des algorithmes basés sur l'ACP discriminent les pixels changés en prenant en compte des informations contextuelles (Inglada, 2001). D'autres méthodes se fondent sur les changements de contraste globaux, comme les réseaux de neurones pour discriminer les changements « naturels » des changements non prévisibles (Clifton, 2003). L'approche contextuelle permet de détecter des zones changées et pas seulement des pixels (limitant ainsi les faux positifs, Fournier, 2008). Des systèmes experts complexes et modulables ont aussi été proposés (Wang, 1993 ; Stefanov et al, 2001). D'autres auteurs (Hubert-Moy et al, 2002 ; Corgne et al, 2004, Le Hegarat-Mascle et al, 2006) présentent une approche de détection des changements par fusion de données de télédétection grâce à la théorie des évidences (théorie de Dempster-Shafer). Enfin, l'approche orientée-objet permet une analyse de la pertinence des changements détectés (Tiede et al, 2014).

Quelle que soit la méthode de détection des changements retenue, les erreurs de détection de changement (faux positifs et négatifs) sont fréquentes et leurs causes multiples : résolution des capteurs, corrections, méthodes de classification, sensibilité aux variations de luminosité, aux ombres, à l'échelle temporelle, à la texture, etc. La difficulté est de trouver un opérateur à la fois suffisamment discriminant au niveau des faux positifs, et particulièrement robuste aux changements de paramètres (illumination, qualités et position du capteur…). Certaines cartes d'occupation du sol ne peuvent être utilisées pour l'identification des changements car la magnitude de l'erreur dépasse le taux de changement lui-même (Friedl et al, 2010 ; Fuller, Smith, et Devereux, 2003). La production de séries temporelles cohérentes permettant une évaluation claire des changements reste un objectif majeur de la recherche (Pouliot et al, 2014). Les travaux sur la pertinence des changements détectés selon les facteurs d'erreurs thématiques, spatiaux et temporels seront traités en section 3.3.

Pertinence de l'approche pour les inventaires UTCATF

La télédétection satellitaire est utilisée largement pour les inventaires UTCATF et plus largement pour étudier l'effet des changements d'occupation du sol dans le cadre du changement global, et ce à plusieurs échelles. Cette approche est *a priori* très pertinente pour les inventaires en raison de sa régularité, sa couverture spatiale (permettant de suivre un pays entier), ses niveaux de résolution de plus en plus fins… Cependant, les erreurs de classification et de détection des changements posent problème lorsque les résolutions sont insuffisantes pour suivre les changements subtils et donc ne détectent pas l'essentiel des changements anthropiques (Foody, 2002) qui doivent justement être suivis avec rigueur dans les inventaires UTCATF. Le suivi de ces changements subtils est cependant un objectif de la communauté de recherche sur le sujet et le satellite devrait répondre de mieux en mieux à ce besoin (Houet, et al 2010).

3.2.4 La télédétection (active) spatiale : RADAR, LIDAR

Technique et usage pour l'occupation du sol

La télédétection active est fondée sur la mesure du délai entre les signaux transmis et leur réflexion par les états de surface et les objets au sol. Les capteurs actifs ne mesurent pas la variation d'énergie naturelle (rayonnement…) mais captent le retour de l'énergie qu'ils envoient eux-mêmes. Ainsi, ils ont l'avantage de pouvoir effectuer des mesures de jour comme de nuit, sans contrainte de luminosité ou d'ennuagement. Ils permettent de distinguer les différences dans les états de surfaces par l'analyse de leur texture, leur géométrie, les objets qui les composent. Cependant l'énergie émise est de basse intensité, ce qui peut induire beaucoup de bruit dans les enregistrements.

Le Radar

Le Radar (*RAdio Detection And Ranging*) utilise des ondes électromagnétiques qui se propagent dans tous les milieux. La bande spectrale utilisée par les radars conventionnels (de 3 MHz à 300 GHz, les longueurs d'ondes associées allant de 100 m à 1 mm) est découpée en bandes de fréquences désignées par une lettre, les radars imageurs utilisant surtout les bandes L, C et X (Riché, 2013). Le radar est utilisé en complément des méthodes optiques (Tupin 2010). Par exemple pour la production de GLC2000[1], l'identification de certaines classes (zones artificialisées et zones humides notamment) a bénéficié de données Radar afin d'être plus robuste (Jochi, et al 2016).

Le Lidar

Le Lidar (*Light Detection And Ranging*) ou ALS (*Airborne Laser Scanning*) ne relève pas d'une approche « image » intuitive mais mesure l'élévation du terrain et dessine une carte de points denses en trois dimensions. À la différence du radar qui emploie des ondes radio ou du sonar qui utilise des ondes sonores, le lidar utilise de la lumière (issue d'un laser la plupart du temps). Le Lidar utilise des impulsions dans le spectre visible ou infrarouge des ondes électromagnétiques à fréquence très élevée, mais ces ondes sont atténuées par le milieu atmosphérique et, contrairement au radar, la portée des lidars est limitée (Wehr & Lohr 1999).

Qualité, intérêts et limites pour la mesure de l'occupation du sol

Ces approches permettent une approche fine en en trois dimensions de la biomasse. Le radar est sensible aux propriétés électromagnétiques et géométriques de la végétation. L'usage du radar est pertinent pour cartographier et quantifier la biomasse aérienne. Cependant, son usage en études écologiques est encore rare en dehors de la zone tropicale humide, en raison du manque de système radar définis spécifiquement pour cet usage, et du manque de données appropriées et du fait de la nécessite d'outils et de connaissances spécifiques pour traiter ces données. Ces outils sont encore peu développés en comparaison des techniques de classification des données optiques (Le Toan, Delbart et al, 2014). Le LIDAR permet de cartographier la structure de la canopée mais n'est pas considérée comme un moyen direct de classification de la végétation (Nagendra, et al 2013) ; cela est possible (Wagner al 2008), mais ce potentiel reste à développer pour être déployé efficacement pour l'occupation du sol en général (Zlinsky et al, 2014). Le Lidar est surtout utilisé en complément des approches optiques (Amarsaikhan et al, 2010 ; Waske & van der Linden 2008; Dusseux et al, 2014 ; Jochi al 2016) mais les techniques pour associer ces données très différentes dans la production d'une même carte restent un sujet d'amélioration important (Richards, 2005). Ainsi, le Lidar est surtout utilisé pour les forêts, où il est pertinent pour mesurer les différentes strates de végétation (Hollaus et al, 2009), il est aussi pertinent pour les prairies buissonnantes (Sankey et Bond, 2011) et les zones

[1] Global Land Cover 2000, donnée présentée au chapitre 4, section 4.2.4

humides (Collin et al, 2010 ; Johansen al 2011) mais moins pour les prairies herbacées où la végétation est moins stratifiée (Ichter al 2014; Zlinsky et al. 2014).

Qualité, intérêts et limites pour la détection des changements

Utilisée en complément d'approches plus classiques de télédétection passive, le Radar et le Lidar permettent de caractériser plus finement des classes difficiles à identifier, à la texture complexe (Jochi, et al 2016), et donc de réduire des erreurs pouvant donner lieu à des faux positifs.

Pertinence de l'approche pour les inventaires UTCATF

Les technologies Radar et Lidar sont pertinentes pour mesurer la biomasse et les espaces bâtis : ils peuvent apporter une précision importante dans la cartographie de ces espaces associés à un fort enjeu carbone.

3.2.5 L'échantillonnage statistique

Technique et usage pour l'occupation du sol

La technique statistique de l'échantillonnage en appliquant la théorie des sondages (Cochran 1953 ; Desabie 1966), peut être associée à des statistiques inférentielles afin d'extrapoler l'échantillon à la population ou à l'espace (Frontier, 1983). En géographie, elle permet d'analyser des espaces importants sans devoir les visiter exhaustivement, par extrapolation aréolaire de points d'échantillonnage (chaque point est assorti d'un coefficient d'extrapolation, c'est-à-dire une valeur de représentativité en surface) (Fattorini et al, 2015). Il s'agit de suivre des fractions représentatives (visite des points sur le terrain) du territoire étudié et d'extrapoler les informations recueillies pour l'ensemble du territoire en surfaces ; la répétition de l'enquête (suivi des mêmes points ou non) permet de mesurer l'évolution du territoire. Il s'agit d'appliquer le principe général de l'extrapolation aréolaire :

$$V = \frac{S}{N} \qquad \text{ou} \qquad \hat{S}h = V * Nh$$

avec V= Valeur d'un point ; S : surface totale ; N : nombre de points

Plusieurs variables méthodologiques influencent les estimations de l'évolution de l'occupation du sol : plan de sondage, fréquence d'observation, fenêtre d'observation, etc.). Différentes stratégies d'échantillonnage sont envisageables pour suivre l'occupation du sol sur de grands territoires (Fattorini et al. 2015). Dans les sondages avec tirage systématique, les catégories de paysage ont une probabilité d'appartenance à l'échantillon proportionnelle à la surface du territoire qu'elles occupent. (Godard, 2006). Concrètement, le point-échantillon n'est pas un point mathématique (sans dimensions), mais une fenêtre dont les dimensions (son rayon peut varier de quelques centimètres à plusieurs dizaines de mètres), et la forme, peuvent varier selon les méthodes. Connaitre ces spécifications revient à connaitre la taille des objets observés qui seront extrapolés. Il existe différents types de sondage (Scherrer, 1983), avec plusieurs configurations possibles : alignement ou non-alignement des points (Fattorini et al, 2003) ; remplacement partiel ou la conservation des points entre deux dates ; disposition des points d'échantillonnage aléatoire ou systématique, stratifié ou non, rassemblés en grappes ou non. Ces paramétrages des enquêtes répondent à des besoins d'efficacité statistique (représentativité) mais aussi de coût (le grappage réduit la distance à parcourir). A l'origine, son application a en particulier concerné la forêt (Houllier, 1985), puis elle s'est généralisée à l'occupation du sol en général (Fournier, 1972). Ce type d'enquête permet de s'adapter au terrain, d'adopter une stratégie d'échantillonnage en fonction du *pattern* spatial (variation du nombre de points

à enquêter, pré-stratification, grappage) de manière à optimiser l'enquête en fonction des moyens et des besoins (Godard, 1990).

Qualité, intérêts et limites pour la mesure de l'occupation du sol

Qualité, intérêt

Le premier intérêt de cette approche méthodologique est qu'elle permet d'associer terrain (approche précise) et grande surface enquêtée (approche généraliste) *On accepte, en réalisant un sondage plutôt qu'un recensement exhaustif, de commettre une erreur d'appréciation relative à la (petite) taille de l'échantillon par rapport à «l'immensité» de la zone d'étude* » (Godard 2007b). Le deuxième intérêt est la reproductibilité de la méthode – la même enquête peut être produite sur plusieurs années. Un troisième intérêt est que l'incertitude liée à la mesure (*l'erreur d'appréciation* de Godard) relève d'une loi mathématique et est donc statistiquement mesurable par l'intervalle de confiance. Les résultats sont présentés avec une marge d'incertitude à 95%. Pour toute estimation, la « vraie valeur », c'est-à-dire celle que l'on obtiendrait en inventoriant exhaustivement l'ensemble du territoire, a une probabilité de 95% de se situer entre deux bornes, selon la formule suivante[1] :

$$S_i = \hat{S}_i \pm 1{,}96\sigma_i$$

avec S_i = vraie valeur de surface de la classe i ; $\hat{S}_i$ = estimateur de S_i ; σ_i = écart-type

Contrairement à l'approche spatiale, la valeur est présentée comme un *estimateur* de la valeur réelle. Enfin, la souplesse de cette approche pour s'adapter aux objets suivis demeure un intérêt majeur.

Limites

Plusieurs limites sont inhérentes à l'approche par échantillon. En premier lieu, une fois l'information enregistrée, on perd la possibilité de la reconstruire à nouveau une information sur une année passée puisque l'élément interprété est directement le territoire (contrairement à l'enregistrement satellite brut toujours disponible pour une nouvelle interprétation). Contrairement à une approche descendante, où l'on conserve les données qui peuvent être reclassées, la méthode statistique par enquête de terrain ne permet pas de revenir en arrière sur la production des données. En deuxième lieu, les paramètres du plan d'échantillonnage peuvent aussi poser des limites de représentativité. D'abord, le groupement de points en grappes entraine un effet d'auto-corrélation spatiale (Tobin, 2004). Ensuite, l'alignement des points suppose que le territoire soit hétérogène et que cet alignement ne coïncide pas avec une régularité du paysage lui-même (cultures ou formes d'aménagement à configuration spatiale ordonnée), ce qui reste cependant possible dans certains espaces ; auquel cas le non alignement des points ou bien la réorientation de la grille est envisageable (GIEC, 2006). En troisième lieu, d'un point de vue statistique, au contraire de l'approche spatiale où l'ensemble du territoire est classé, certaines parties de l'information peuvent ne pas être fournies dès lors qu'elles sont non significatives. Pour certains postes d'occupation, si le nombre de points enquêtés associés est insuffisant pour fournir un niveau de précision satisfaisant, la surface associée n'est pas publiée. C'est le cas par exemple dans certains tableaux issus de l'inventaire forestier (IGN, 2016). Cette limitation, bien que classique et parfaitement justifiée, peut poser un problème majeur de compatibilité avec les besoins de l'inventaire UTCATF. Les enjeux de pertinence statistique des différents types d'échantillonnage se posent aussi pour les réseaux de mesure de la qualité des sols, utilisés dans l'inventaire pour les valeurs des stocks de carbone (Arrouays al 2012). Enfin, en quatrième lieu, l'erreur mesurée est une erreur statistique mais elle ne prend pas en compte une source importante d'erreur : l'enquêteur de terrain, et le risque d'interprétation subjective, au cœur du dispositif, malgré les contrôles qualité (voir chapitre 6). Ce problème se pose tant pour l'appréhension

[1] Les enquêtes par échantillonnages étant basées sur plusieurs niveaux de tirage, les formules pour calculer l'écart-type sont très complexes. L'enquête TerUti propose néanmoins une formule simplifiée fondée sur le nombre d'échantillons et les surfaces (voir chap. 4 section 4.2.1)

des définitions des classes (et notamment l'usage de seuils quantitatifs) que pour la prise en compte des occupations passées d'un même point. La question de savoir s'il est plus judicieux de réduire ce biais en assignant au même enquêteur les mêmes points d'une année à l'autre ou de les changer systématiquement reste ouverte depuis qu'elle a été évoquée par Fournier (1972), de même celle de la pertinence de cette approche pour le suivi de l'occupation du sol (Angulo al 2005, Godard, 2006 ; Pan et al, 2010 ; Corona et al, 2007). Des travaux sur la qualité et la validité des visites de points d'échantillonnage effectués dans le cadre du « *ground truthing* » (vérification terrain), et non pas d'enquêtes de terrain proprement dites, peuvent être mobilisées ici. En effet, l'interprétation au sol constitue une base classique pour disposer d'une référence de la réalité du terrain afin de la comparer aux données issues d'imageries satellitaire ou de photo aérienne. Or la confiance accordée à cette visite de terrain doit être considérée avec précaution, étant donné les erreurs possibles et les biais liés à la présence même sur le terrain, et aux difficultés d'interprétation de certains milieux *in situ*, en particulier les espaces ouverts (Zhou, 1996 ; Zhou et al, 1998).

Qualité, intérêts et limites pour la détection des changements

Si la pertinence de l'enquête de terrain par échantillonnage pour l'observation de l'occupation du sol a été étudiée, en revanche, son utilisation pour le suivi des changements bruts d'occupation sol est très peu évoquée dans la littérature : les travaux de l'INRA sur l'enquête TerUti, bien que traitant seulement des rotations agricoles, demeurent particulièrement précieux (Leenhardt 2005 ; Lazrak al 2009 ; Mari al 2010 ; Schott al 2011 ; Xiao al 2014). En général, la méthode par échantillonnage donne uniquement lieu à des analyses du changement net, c'est-à-dire la comparaison entre deux compositions d'occupation du sol à deux dates différentes[1]. Le suivi des flux bruts n'est pas toujours prévu par le dispositif, puisque les points enquêtés ne sont pas forcément les mêmes d'une année à l'autre (IFN, LUCAS). On peut ainsi se demander si en soi cette approche est pertinente pour le suivi des changements, en s'appuyant sur la décision de l'IFN et de LUCAS de ne pas suivre les changements bruts, mais uniquement les changements nets. En effet, la pertinence statistique de l'échantillonnage ne vaut qu'en prenant en compte l'ensemble des points, assurant une représentativité de l'ensemble de l'occupation du sol pour un territoire donné. Une classe ne peut être correctement suivie que si un nombre suffisant de points appartiennent à cette classe. Or les changements font intervenir un nombre de points limités : sont-ils suffisants pour représenter de multiples conversions possibles ? Si tel était le cas, cela conférerait un poids statistique bien supérieur à une partie des points seulement. Cela pourrait se justifier si les points stables étaient sélectionnés systématiquement. C'est le cas pour l'IFN mais pas pour l'enquête LUCAS.

Pertinence de l'approche pour les inventaires UTCATF

Le suivi de l'occupation du sol par échantillonnage est une méthode envisagée dans la littérature grise liée aux inventaires UTCATF (Eurostat 2001 ; GIEC, 2003). Cette approche au plus près du terrain permet une distinction très fine entre essences végétales, principalement pour distinguer des cultures proches[2], entre occupations artificielles (zones bâties et non bâties), entre zones humides et prairies, etc. Les questionnements courants en occupation du sol sur la nécessité de davantage de précision dans le classement sont ici inutiles car la nomenclature peut être extrêmement précise. A l'inverse, cette précision entraîne certaines difficultés quant au suivi des changements (voir 3.3.3). Plusieurs Etats, dont la France, la Suède et l'Allemagne utilisent cette approche (Gensior et al. 2011, Pettersen 2016 ; CITEPA, 2016b). Les experts suédois sont néanmoins confrontés à la difficulté de rendre compatible un système où les points sont renouvelés par cycle avec la temporalité du rapportage des inventaires (Pettersen, 2016).

[1] voir par exemple les tableaux de données fournies par les enquêtes IFN et LUCAS.

[2] Les approches par télédétection permettent de bien distinguer entre grands types d'essences forestières, et les grands types de culture. L'approche terrain permet une identification encore plus précise mais qui n'est pas forcément pertinente pour le suivi de l'occupation du sol.

3.2.6 Enquêtes et recensements

Technique et usage pour l'occupation du sol

Ces données se basent sur l'espace comme propriété et comme lieu de modes de propriété et de mises en valeur (pratiques agricoles, usage résidentiel, statut…). Il s'agit d'enquêtes administratives visant à cartographier l'espace du point de vue du droit foncier (cadastre) ou du mode de faire-valoir (recensement agricole, registre parcellaire), avec un caractère d'enregistrement administratif (d'où l'appellation de *registre*), tels que le cadastre et le registre parcellaire graphique (RPG) qui est le registre des déclarations des exploitants agricoles, pour chaque îlot de culture, en vue de l'application des accords de la PAC (redistribution des aides européennes), en est l'exemple le plus connu. Les bases de données par remontée d'informations déclarées ne traitent pas de l'ensemble des grandes catégories d'utilisation des terres, sauf le cadastre, qui, dans sa version actuelle[1], le fait au prix d'une grande simplification.

Qualité, intérêts et limites pour la mesure de l'occupation du sol

Qualité

Une enquête déclarative doit fournir à l'ensemble des déclarants un cadre précis afin que les déclarations soient homogènes du point de vue du vocabulaire, du type d'information à renseigner, du cadre spatio-temporel à prendre en compte. La source d'information est multiple, chaque « déclarant » créant son jeu de données qui sera intégré à la base de données finale. La construction de cette base repose sur l'homogénéité formelle des informations. L'analyse des données agrégées repose sur leur cohérence statistique, c'est-à-dire sur leur accord à renseigner les mêmes objets, sans double prise en compte ni lacune, et selon la même référence temporelle. Ce cadre formel est matérialisé par des formulaires, une documentation, et par un protocole très précis pour transmettre les données, et souvent respecter le secret statistique. Ainsi la qualité de ce type de donnée dépend fortement de la qualité du protocole d'acquisition et de saisie des informations.

Intérêts

Les acteurs locaux sont à même de rendre compte de l'utilisation des territoires qu'ils gèrent, et peuvent fournir aisément une statistique nationale sans avoir à déployer de moyens techniques importants. En tant qu'acteurs des terrains qu'ils renseignent, leur expertise leur permet de fournir une information précise.

Limites

Les données produites ne répondent pas toujours directement ou simplement à la question de l'occupation ou de l'utilisation des surfaces. Leur utilisation dans cette optique est un usage récent et secondaire, comme le montre l'usage tardif des fichiers cadastraux à des fins d'analyse de l'évolution territoriales (CERTU, 2013). Ainsi le RPG n'est pas là pour suivre évolutions surfaces, mais pour le contrôle des surfaces déclarées par les exploitants [2] Deuxièmement, certaines informations sont confidentielles car individuelles et souvent de nature fiscale, sociale et économique. Troisièmement, ces données présentent une incertitude difficile à évaluer : les contrôles sont essentiels pour s'assurer de leur qualité ; néanmoins il convient d'être prudent et de bien connaître quels sont les facteurs éventuels d'erreurs ou de fausses déclarations (en prenant en compte le fait que le déclarant est un

[1] Les archives du cadastre peuvent cependant présenter une catégorisation fine de l'utilisation du sol. Par exemple, pour la commune de Montpeyroux, un sondage de 5% des parcelles de la *matrice noire* (« nature des propriétés ») de 1828 renseigne 20 types d'utilisation du sol différentes, sans compter les catégories bâties. (M. Cohen, communication personnelle).

[2] C'était d'ailleurs la fonction première de TerUti, issu de l'enquête de « contrôle des surfaces » (voir chap. 4).

acteur directement concerné par ce qu'il déclare). L'incertitude est forte car on ne contrôle pas ce qui sous-tend l'interprétation (cadres théoriques, implication du sujet, culture…), et les données ne sont pas issues d'experts (les déclarants connaissent leur terrain mais ne l'appréhendent pas avec une approche de suivi de l'occupation du sol). En amont, la conception de ces déclarations PAC détermine leur pertinence : en France[1], elles sont agrégées par îlots, et seulement pour les parcelles dépassant le seuil d'1 are (100m²). La carte est donc très lacunaire (Angles, dir. 2014), car certaines parcelles n'ont pas à être déclarées. Il s'agit donc plus d'une déclaration que d'une observation, plus d'un engagement que d'un constat. Aussi la réalité décrite par cette statistique passe par un double filtre : outre le filtre de la nomenclature, du cadre imposé par la structure de la base de données finale, un premier filtre joue dès la déclaration, puisque l'observateur de l'utilisation est l'utilisateur. La présomption (réelle ou supposée) que les déclarations peuvent être utilisées à d'autres fins que simplement scientifiques (fiscales, surveillance) entraîne un regard biaisé sur les modes d'usages, et les pratiques réelles. Concrètement, l'usage déclaré n'est pas forcément l'usage effectif, justement parce qu'il est déclaré ; aux erreurs s'ajoutent les fausses déclarations volontaires, par exemple si une information aurait un impact sur les possibilités futures de gestion de l'espace concerné (les exploitants ont sous-déclaré les prairies permanentes en 2010 car ces surfaces allaient ensuite être en partie gelées, interdites de retournement, Faïq, et al. 2013). L'observation statistique faillit ici à son gage de neutralité : il faut donc utiliser ces données avec une grande prudence. Enfin, le recours à des acteurs directement concernés n'est pas forcément facile : pour certains territoires, l'identification des propriétaires et leur collaboration active au processus de remontée d'informations n'est pas assurée.

Qualité, intérêt et limite pour la détection des changements

Avec cette approche, de nombreuses variations sont enregistrées qui ne correspondent pas à des dynamiques réelles mais à beaucoup d'autres facteurs (modification du déclarant, des modalités de déclaration ou d'enregistrement, etc.). Ces faux positifs sont liés au protocole qui n'est pas aussi contrôlable que pour d'autres approches. Néanmoins, cette approche reste parfois mobilisée : ainsi, l'enquête TerUti, depuis 2012, récupère directement les données du RPG déclarées par les exploitants. Cela créée néanmoins une multitude d'artefacts (voir chapitre 4), démontrant le peu de pertinence de cette approche pour un suivi cohérent et fiable des changements bruts.

Pertinence de l'approche pour les inventaires UTCATF

L'intérêt d'utiliser ce type de données pour les inventaires UTCATF se limite à un usage complémentaire, associé à des données plus fiables et plus aisément mobilisables dans le cadre d'un suivi cohérent et vérifiable de l'évolution de l'occupation du sol.

[1] Le système espagnol équivalent est le SIGPAC, proche aussi d'une base parcellaire car toutes les parcelles sont renseignées. Cette carte est établie par les services de l'Etat (avec la mission photo de 2005) et mise à jour par les agriculteurs.

3.2.7 L'information géographique volontaire

Technique et usage pour l'occupation du sol

D'autres fournisseurs d'information que les acteurs directement concernés peuvent être envisagés, sans sélection par lien avec le territoire ou par degré d'expertise. Ce type de production collaborative renvoie à un processus de plus en plus utilisé dans de nombreuses disciplines : le '*crowdsourcing'* ou *externalisation ouverte*. Appliqué au domaine des sciences géographiques, ce processus prend la forme de bases de données alimentées par des informations géographiques volontaires (*Volunteered Geographic Information* ou VGI) (Goodchild, 2007). C'est une voie potentiellement très efficace pour augmenter les sources de données issues du terrain, même si elle pose d'importants problèmes de qualité. Il s'agit d'un phénomène récent qui permet de réinterroger la posture traditionnelle face à l'acquisition des données, leur compilation et la vérification de leur qualité. Ce recours à des données massives et souvent non-expertes plutôt qu'à des données plus rares mais produites par des experts s'inscrit dans un mouvement plus large où émerge, dans le paysage des sciences de l'information géographique, une 'néo-géographie' basée sur l'extraction, la fouille et l'agrégation de données ouvertes sur internet, via des interfaces grand public, éclipsant le cadre traditionnel des SIG spécialisés (Schuurman, 2009). Ce mouvement, s'il repose sur la gratuité, dépend cependant de produits et de firmes, en particulier Google (via son produit *Earth*). Il peut aussi s'agir de données déclarées non pas par les utilisateurs mais par des utilisateurs aléatoires via une application. Le développement des technologies mobiles le favorise (Goodchild, 2007).

Les VGI permettent de repenser les modes d'acquisition des données sur plusieurs plans : au niveau de l'observateur, son rôle, sa formation ; au niveau du protocole et des moyens techniques mis à disposition de l'observateur, de la complexité et de la longueur du processus d'identification. Les VGI requiert un protocole simple d'accès, rapide, et ouvert à tout public. La possibilité de recourir à un protocole tourné vers une interaction visuelle, guidée et semi-automatique pose la question de l'application de codes tirés des applications mobiles de loisir en s'appuyant sur le fait que seuls des êtres humains sont capables de réaliser certaines actions et raisonnements (See et al, 2014). Ce type d'approche innovante, permettant de réinterroger radicalement les méthodes et les données actuellement utilisées, est l'objet d'un intérêt croissant, notamment de la part du CITEPA.

Qualité, intérêt et limite pour la mesure de l'occupation du sol

La VGI est principalement pertinente en complément, comme donnée de validation des cartes produites. Ainsi, le projet d'outil collaboratif ouvert Geo-Wiki a été lancé avec pour objectif de valider les données issues de GLC-2000, MODIS et GlobCover, en particulier pour les surfaces agricoles et forestières (Fritz, et al 2009 ; 2011; 2012). En raison de sa nature même, la VGI soulève cependant des problèmes majeurs de qualité. Tout d'abord, il est nécessaire d'intégrer la notion d'incertitude de manière transparente dans le protocole d'enregistrement de l'information. Ainsi Geo-Wiki inclut une jauge de confiance pour chaque classification : l'utilisateur peut associer à son choix un niveau de certitude. Ce type de donnée sur l'incertitude consciente ne se retrouve pas dans toutes les autres approches pour estimer l'usage du sol. Or, elle permettrait, par exemple pour des données par enquête de points d'échantillonnage, de ne pas prendre en compte des données aberrantes si elles sont associées à un faible niveau de certitude (Fritz, et al. 2012). La qualité des informations produites dans ce cadre doit aussi être mesurée. See et al. (2013) comparent la qualité de données volontaires fournies par des experts et celles fournies par des non-experts et confirment la meilleure qualité de la classification de l'occupation du sol par les experts. Cette qualité est calculée avec les indicateurs traditionnels de qualité de la classification utilisés en télédétection : la précision globale, la *précision utilisateur* et la *précision producteur*, à l'aide d'une matrice de confusion. See et al (2013) notent par ailleurs que l'incertitude relative à l'interprétation augmente avec la résolution thématique. Une fois

bien évaluée, plusieurs moyens sont possibles pour améliorer la qualité de ces données. Goodchild et Li (2012) proposent trois approches pour garantir la qualité de ces données : l'approche participative (selon laquelle la masse d'utilisateurs permettrait de converger vers la vérité, c'est-à-dire que la somme des subjectivités permettrait de faire émerger une donnée objective), l'approche sociale (considérant qu'une hiérarchie s'installe de fait entre utilisateurs ponctuels plus sujets à l'erreur et utilisateurs fréquents occupant un rôle de modérateurs en corrigeant ces erreurs) et l'approche géographique (reposant sur la probabilité qu'une donnée soit cohérente avec son emplacement prétendu).

Qualité, intérêts et limites pour la détection des changements

En tant qu'outil de vérification, la VGI permet de valider la simple présence d'un changement réel entre deux cartes. Néanmoins le problème de l'échantillonnage temporel se pose : la donnée n'est pas récoltée de façon régulière et ne permet pas de valider les changements de façon cohérente dans le temps.

Pertinence de l'approche pour les inventaires UTCATF

Ce type d'approche est intéressant dans une approche inventaire : pour le CITEPA, disposer d'un système de remontée directe des changements constituerait théoriquement l'application idéale d'une approche intégralement ascendante (*bottom-up*), où chaque dynamique est potentiellement vérifiable. Toutefois, les limites de l'approche (couverture géographique, représentativité, identification par des non-experts, hétérogénéité spatiale et temporelle des enregistrements) restent pour l'instant des freins trop importants.

3.2.8 L'approche ascendante : Photographies prise au sol/ observatoires photographiques, photos obliques, *in situ sensing*

Nous distinguons ici d'une part l'utilisation de la photographie dans une approche descendante pour cartographier des espaces continus, avec vue aérienne « verticale », et d'autre part l'utilisation de la photographie pour le suivi d'espaces en particulier, que la vue soit horizontale ou oblique. La photographie est utilisée pour le suivi des dynamiques d'occupation du sol, même si ces processus sont moins mobilisés que les photos d'approche exhaustive.

Technique et usage pour l'occupation du sol

Photo de terrain (*in situ sensing*)

Pour le suivi environnemental, des observations régulières du terrain par un capteur *in situ* représentent un intérêt majeur en soi (Teillet, et al. 2002). Les approches classiques (télédétection, échantillonnage) permettent de dessiner une carte ou, au mieux, d'estimer des surfaces. La photographie -in situ et non à distance- d'un paysage, et éventuellement la répétition de cette photographie au même lieu, selon le même angle mais à différents pas de temps d'intervalle, est une approche différente de l'étude des changements d'occupation des terres. Certains travaux ne choisissent pas de nouvelles prises de vues mais prennent des photographies anciennes existantes (cartes postales, archives de la RTM[1], Vallauri, 1997) et photographient à nouveau le même paysage à plusieurs décennies voire un siècle d'écart, afin d'en tirer une analyse diachronique. Celle-ci est souvent gênée par la présence d'objets (bâtiments, arbres…) construits ou apparus entre deux dates et obstruant la perspective, ou par la destruction des lieux de prise de vue. Certains travaux appliquent une technique complexe de reconstruction des surfaces (vue verticale) à partir d'une vue horizontale par projection sur une carte de la perspective (Lepart, et al. 1996). Il existe aussi des observatoires photographiques qui visent une approche plus exhaustive, en photographiant le territoire de façon systématique, par exemple selon un plan d'échantillonnage ou bien le long d'un axe, de façon systématique (transect rectiligne) ou non systématique (le long d'un chemin par exemple (Griselin & Nagelesein 2014)). Il est aussi possible de tirer parti d'une base de données existante comme l'observatoire photographique national du paysage (Coutanceau, 2011).

La photographie aérienne oblique

La photographie oblique est une technique qui consiste à photographier le territoire vue d'avion/par voie aéroportée, avec un angle de vue -10° à -80° par rapport à l'horizontale. Cette technique, développée dès le début du XXe siècle, a connu un essor important dans les années 1950 à 1970, au moment où elle constituait une alternative relativement légère à des inventaires longs et couteux au sol, et avant que se développe l'imagerie satellitaire. Avec cette approche, la vue n'est ni absolument horizontale (comme la photographie au sol) ni verticale (comme la photographie aérienne utilisée notamment pour la cartographie des surfaces), ce qui crée un effet de profondeur et une vision particulièrement riche des composantes d'un paysage. Il existe des vues obliques hautes (proche de la vue horizontale) ou basses (proche de la vue verticale). Les avantages de cette approche sont d'apporter une lisibilité du paysage (Aubert et al, 1979), mais elles sont surtout utilisées comme supports d'analyse des paysages dans le cadre d'ouvrages de géographie régionale. Aujourd'hui, assez peu de travaux mobilisent cette technique[2], du fait de nouvelles orientations épistémologiques de la géographie, ainsi que de l'essor des techniques satellitaires (Humbert et al, 2013).

[1] Restauration des Terrains de Montagne
[2] voir par exemple l'Atlas des paysages de la vigne et de l'olivier (Angles et al, 2014).

Webcams

L'utilisation de caméras fixes dont le flux vidéo (ou d'images prises régulièrement) est transmis par internet permettent de comparer des clichés réguliers, du point de vue oblique. Une application d'un tel système est par exemple en cours au Spitzberg depuis 2000, où des images sont acquises systématiquement toutes les heures (de jour), afin de suivre des processus environnementaux comme l'évolution de l'occupation du sol (végétation, englacement, etc.) (Griselin et Ormaux, 1999).

Qualité, intérêt et limite pour la mesure de l'occupation du sol

Les photographies de type cartes postales soulignent le filtre culturel et le regard du photographe : ce qui est photographié est montré avec la volonté de souligner un élément. Dès lors le paysage n'est pas forcément représentatif car la prise de vue répond à un objectif soit esthétique, pittoresque ou démonstratif (Lepart, et al. 1996). Du point de vue de l'approche quantitative du suivi de l'occupation du sol, ces approches restent très limitées. Cependant, du point de l'analyse qualitative des dynamiques paysagères, en particulier sur le temps long, ces approches sont pertinentes. Ainsi, les photos obliques sont utiles pour l'analyse approfondie d'un paysage via l'observation des 'unités paysagères visibles' (Pinchemel, 1987), reprises par Legouy (2006) dans une démarche d'analyse en quatre points de vue successifs: le point de vue oblique (jeux des échelles et des unités paysagères), diachronique (dynamiques temporelles), spatial (sur les unités spatiales dans les points de vue verticaux des cartes au 1 :25000) et enfin environnemental (rapport de l'homme au milieu). Le point de vue oblique induit trois étapes d'analyse : les grands faciès, les sous-ensembles et enfin les objets géographiques (Humbert et al. 2013). Cette technique, si utile qu'elle soit pour la compréhension des paysages et de leur évolution, permet d'analyser les dynamiques de changements d'occupation du sol mais n'en permet pas une quantification systématique par manque de rigueur géométrique. Néanmoins, cette approche correspond davantage à un point de vue intuitif sur le paysage, ce qui éclaire, en creux, sur les incertitudes et difficultés liées à l'interprétation de paysages avec un point de vue vertical qui reste un angle de vue abstrait/non intuitif pour l'œil humain et transforme des formes connues en motifs parfois difficiles à interpréter. La photographie oblique constitue un point de vue très efficient quant à la compréhension immédiate et de l'interprétation des paysages, mais n'est pas directement compatible avec une approche comptable des évolutions des surfaces.

Qualité, intérêts et limites pour la détection des changements

Moins utile pour quantifier des surfaces et extrapoler des données de changement, la photographie oblique permet plutôt de documenter des mutations, de les traduire par des vues plus facilement interprétables, appréhendables à l'œil humain puisqu'il s'agit de la vue naturelle et quotidienne de l'espace. Pour être utile à l'analyse et constituer une source complémentaire de données, ces photographies doivent être représentatives du territoire et de ses mutations, car le choix des prises de vues est subjectif et en nombre restreint (par rapport à un plan de sondage systématique, et *a fortiori* par rapport à une carte de couverture exhaustive). Il s'agit en général d'utiliser des photos avant et après ou « couple diachronique » afin de mettre en avant des dynamiques: aménagement de la voirie, disparition des vergers… Guittet et Ledu-Blayo (2013) proposent un état de l'art de l'utilisation des fonds photographiques paysagers[1] pour suivre l'évolution du territoire. Cette démarche a été expérimentée dès 1882 avec la *Restauration des Terrains de Montagne* en France, puis par les services forestiers italiens, suisses, australiens, jusqu'aux Etats-Unis dans les années 1960. En France, il existe 19 itinéraires de l'OPNP et de nouveaux Observatoires photographiques du paysage locaux

[1] en particulier l'Observatoire photographique national du paysage (OPNP), créé en 1991.

apparaissent, avec l'émergence de la préoccupation paysagère dans les politiques nationales et locales. Malgré l'impossibilité d'aboutir par ce biais à une connaissance quantitative complète, des informations sur les formes visibles et le rythme que prennent localement les dynamiques d'évolution des paysages (Dervieux, 2004), par exemple l'enfrichement et le boisement dans l'arrière-pays méditerranéen, ou la disparition des haies (Pointereau & Coulon, 2006) sont accessibles par simple comparaison visuelle, si tant est que l'on échappe à l'effet de masque. Coutanceau (2011) a ainsi montré la complémentarité entre les dynamiques paysagères observées dans les séries photographiques de l'OPNP et les autres informations sur ces évolutions (données, documents d'aménagement) : les photographies permettent de révéler les traces physiques particulières que prennent des évolutions générales, de saisir ces dynamiques telles qu'elles sont perçues par les populations et de mieux comprendre leurs causes et leurs conséquences. A partir d'un fonds photographique, une démarche rétrospective et prospective sont possibles. Mais la photo n'est qu'un support de réflexion sur l'évolution du paysage ; la connaissance des dynamiques est nécessaire pour juger de la pertinence des photos, de leur représentativité, en quoi elles illustrent les faits majeurs ou mineurs (voire sont des contre-exemples des dynamiques générales).

Pertinence de l'approche pour les inventaires UTCATF

Ces approches restent trop limitées pour constituer des bases de données suffisantes au niveau national. Pour l'inventaire UTCATF, elles ne peuvent être utilisées qu'en complément d'autres méthodes afin, par exemple, de mieux comprendre la traduction locale de phénomènes enregistrés à échelle plus large.

3.2.9 La mise en cohérence des données hétérogènes

Le rassemblement de données spatiales hétérogènes est un enjeu qui a émergé depuis les années 1980, avec les moyens informatiques permettant de compiler des données, et soulève des problèmes théoriques et pratiques (Saalfeld, 1988). On parle de « conflation » lorsque les informations qui traitent du même objet permettent d'être résumées en un seul objet (White, 1981), et d'informations conflictuelles lorsqu'il n'est pas possible de résumer ces deux informations sans avoir à choisir entre l'une ou l'autre (Corgne, et al. 2003). Les sous-sections précédentes ont décrit les raisons de l'incohérence des données entre elles, et expliquent pourquoi ces approches engendrent des données indépendantes (sans lien entre elles) et conflictuelles (contradictoires). Malgré ces incohérences, les différents utilisateurs de données, académiques et institutionnels, ont besoin d'utiliser ces informations en complément, selon une logique d'additivité des données (Joennoz, 2001). Pour réaliser au mieux cette mise en parallèle, il faut pouvoir mettre ces sources en cohérence les unes par rapport aux autres, de manière à concilier des approches souvent considérées incompatibles (Obersteiner, et al 2006). Cette harmonisation concerne les trois grandes dimensions déjà présentées :

- le plan spatial (accord sur des espaces et des limites communes)
- le plan temporel (accord sur les dynamiques)
- le plan thématique (accord sur le type de catégories présentes)

Il existe donc des recherches sur la mise en cohérence de plusieurs sources incohérentes en tachant de creuser ces différences et de chercher des voies d'interopérabilité. Cette mise en parallèle se fait selon différents degrés : la complémentarité, la combinaison, l'interopérabilité et l'intégration. Seul le dernier degré entraîne la création de tierce donnée, d'une carte hybride.

La complémentarité

La complémentarité la plus simple est celle qui consiste à considérer les données comme complémentaires mais incomparables, c'est-à-dire essentiellement différentes, et de les mettre en parallèle, car elles offrent un regard différent sur une même réalité (Fuller, et al. 1998 ; Fritz et See, 2008 ; Chery, et al. 2014 ; Gérard, 2014). Néanmoins dans cette approche, les légendes et résolutions spatiales originelles sont conservées sans harmonisation.

La combinaison

La combinaison cherche à rapprocher deux données complémentaires mais en les retraitant de façon à faciliter cette complémentarité. Les différents niveaux de résolution sont alors combinés de façon à repérer des échelles minimales de convergence, autrement dit de trouver le plus petit commun diviseur (nomenclature simplifiée, résolution spatiale la plus large), ce qui passe par un appauvrissement de l'information. L'objectif est qu'une donnée peut en corriger une autre dès lors qu'elle est plus fiable (par sa méthode, plus précise, plus homogène, etc.) (Kim, et al. 2015). Il peut par exemple s'agir de combiner une enquête non spatialement explicite telle qu'un inventaire forestier avec une donnée cartographique (Pilli et al. 2012), ou l'enquête LUCAS avec Corine Land Cover (Gallego et Bamps, 2008).

L'interopérabilité

La volonté des utilisateurs de données d'occupation du sol est d'utiliser simultanément différentes données, et de pouvoir articuler (*inter-relate*) les classes entre elles et d'inter-étalonner (*intercalibrate*) les estimations de changements d'occupation du sol issues de sources différentes (Wyatt, et al. 1994). Aller au-delà de la simple combinaison pour mettre en cohérence les données demande un travail important sur leurs résolutions. Cet objectif représente un défi important pour

certaines données très hétérogènes (Köhl, et al. 1999). Néanmoins plusieurs travaux présentent des méthodes pour parvenir au mieux à mettre en œuvre cette mise en cohérence (Herold, et al. 2006). Les classes peuvent être mises en correspondance de façon binaire (une classe dans la nomenclature source correspond à une seule autre dans la nomenclature de référence, correspondance de type 1-n (1 à plusieurs)) ou de façon plus linéaire (Wyatt, et al. 1994) ; dans la logique de l'accord flou (*fuzzy agreement*), où plusieurs classes ont des probabilités de correspondre à plusieurs autres (correspondance multiple de type n-n, plusieurs à plusieurs) (Hagen, 2003). Les classes sont plus ou moins aisément mises en correspondance : par exemple, les approches spécifiques pour suivre la forêt rendent la mise en cohérence délicate (Köhl, et al. 1999) ; de même pour différencier prairies et cultures (Kinoshita, et al. 2014). Cette approche s'inscrit dans un mouvement général de facilitation de l'interopérabilité porté par les acteurs institutionnels, en particulier en Europe via la directive INSPIRE (2007/2/CE) qui établit les modalités d'une infrastructure d'information géographique cohérente (Léobet, 2009 ; 2011). Au niveau international, la norme ISO 19157 renseigne aussi sur les différents critères d'incertitude d'une donnée géographique : exhaustivité, précision géométrique, etc. Ce contexte, entre autres, a engendré la mise en place de projets de mutualisation de l'information géographique, par exemple à l'IGN (Gressin, 2014), entre différents inventaires forestiers européens (Tomppo, et al. 2010 ; Stahl, et al. 2012 ; Vidal, et al. 2013) ou dans le cadre du Pôle Théia[1] (Desconnets et Gasperi, 2013). Des raisons de coût expliquent aussi la volonté croissante de limiter la création de données indépendantes et éparses pour privilégier la continuité, la complémentarité, la réutilisation des référentiels et la réduction de la fragmentation des jeux de données sur l'occupation du sol. C'est dans ce cadre que TerUti et LUCAS ont été rapprochés (ils devaient même fusionner, voir chap. 4) (Jacques et Gallego, 2005 ; Zimmer, 2011), ou que des produits d'occupation du sol régionaux réutilisent la nomenclature de Corine Land Cover (Autran, 2006).

L'intégration (ou fusion)

Il faut bien distinguer l'agrégation (terme général décrivant la simple mise en parallèle directe des données) et l'intégration (opération précise de fusion de données préalablement mises en cohérence, donnant lieu à la création d'un tiers-produit hybride). La première étape de l'intégration est donc une harmonisation thématique approfondie pour rendre les données parfaitement interopérables. Cette harmonisation peut se faire selon deux approches: i/ la standardisation des nomenclatures et des méthodes de production de données selon une 'approche ontologique unique' (Ahlqvist, 2008) entrainant des difficultés et réduisant l'information (Köhl, et al 1999 ; Herold, et al. 2006), et ii) la standardisation en amont du vocabulaire utilisé dans les intitulés et les définitions des classes (Liu et al, 2002 ; Latifovic et al, 2004 ; Foody, 2006) selon une « *approche ontologique hybride* » (Ahlqvist, 2008), de manière à distinguer au-delà des classes d'occupation et d'utilisation (Stewart, 1998) les « briques constitutives élémentaires » ou primitives de données (« *data primitives* », Comber, 2014), désignés sous le terme d'« *attributs d'occupation du sol* » par Farmer, et al. (2012) et rejoignant l'idéal d'un langage unifié pour décrire le paysage (Di Gregorio, 2005 ; Gaucherel, 2012).

L'harmonisation concerne aussi la résolution spatiale. Il s'agit d'une part d'harmoniser l'échelle spatiale des cartes, selon la résolution la moins précise (Batista e Silva et al., 2013 ; Carvalho, et al. 2015), en redécoupant les unités minimales (Rammankutty et Foley, 1998 Rammankutty, et al. 2008), ou encore en appliquant une nouvelle maille pixellique où les classes sont associées selon une règle de majorité (Cohen, 2003 ; Fuchs, et al. 2015). En effet, les données rassemblées ne s'accordent pas sur les frontières des polygones, ce qui oblige à définir des règles de priorisation. Cependant, des données supplémentaires spécifiques (réseau de transport, hydrographie…) peuvent contribuer à définir ces frontières et à définir une partition de base, un « squelette » vide que les données d'occupation du sol vont pouvoir remplir de leur information

[1] Le pôle Théia est un organisme de diffusion des données spatiales associant divers organismes (CEA, Cerema, Cirad, CNES, CNRS, IGN, Inra, IRD, Irstea, Météo-France, Onera) : theia-land.fr.

thématique. Reste, une fois le cadre formel fixé, l'incertitude relative à l'interprétation de ce que contient cette forme. Fixer les bordures ne supprime qu'un facteur d'incertitude. De plus, fixer à l'avance les contours des formes paysagères pourrait tendre à déconsidérer des bordures apparues entre temps, qui ne seraient pas matérialisées par une infrastructure linéaire de transport, et ainsi favoriser l'homogénéisation, sur la carte, d'espaces pourtant constitués de plusieurs parties à l'occupation du sol distincte – et qui auraient été bien interprétées comme distinctes si des routes avaient délimité ces sous-parties. Ceci est particulièrement problématique au regard du rôle important des infrastructures de transport dans les changements d'occupation du sol.

La seconde étape est la fusion des données. Il s'agit de l'intégration par enrichissement d'une donnée avec une autre, avec une logique d'ajout de précision progressive (Lillesand et Chipman, 1998 ; Batista e Silva, et al, 2013). L'objectif est de donner lieu à une carte hybride plus précise, dépassant la résolution originale de la carte de base, selon le principe que le tout obtenu est supérieur à l'addition des parties (Pérez-Hoyos, et al 2012). Des règles de décision permettent de choisir les classes à affecter finalement en fonction des différentes classes indiquées par les données d'entrée (Stewart, 1998). L'objectif peut aussi être de créer une carte de probabilité de présence d'une classe, selon une logique floue et non conventionnelle (Dessel, et al. 2011 ; Kinoshita, et al. 2014). La théorie de Dempster-Shafer, ou théorie des évidences, est une technique de fusion de données qui permet la décomposition des données sources en ensembles d'informations élémentaires (Le Hegarat-Mascle et al, 2006). Les conflits de fusion entraînent néanmoins des erreurs et Corgne et al (2003) proposent une méthode plus performante, basée sur la théorie de Dezert-Smarandache.

De multiples travaux ont mené à l'intégration de données hétérogènes, à différentes échelles. Le tableau suivant présente quelques exemples de cartes hybrides dont le périmètre thématique est exhaustif et mises en œuvre à échelle régionale, nationale ou mondiale :

Tableau 3.5. La création de cartes hybrides intégration de données dans la littérature

Référence	Périmètre	Données d'entrée
Enslin, et al. 1977	(procédure)	Landsat, photographies aériennes, cartes topographiques
Stewart, 1998	Michigan (Etats-Unis) ; 1990.	Landsat TM, cadastre, zones environnementales, réseau routier
Jung, et al. 2006	Mondial ; 2000.	GLCC[1], GLC2000, MODIS
Iwao, et al. 2011	Mondial	MODIS, GLC2000, UMD
Butenuth, et al. 2007	Allemagne	IKONOS, Cartes topographiques et géologiques,
Perez-Hoyos, 2012	Europe ; 2006	CLC, GLC2000, MODIS and GlobCover + LUCAS (validation)
Ran, et al. 2012	Chine ; 2000	MODIS, carte de végétation, hydrologie, land-use.
Batista e Silva et al., 2013	Europe	CLC06, Soil Sealing Layer, Tele Atlas, Urban Atlas, Water Bodies Data
Fuchs et al. 2013	Europe ; 1900-2010	CLC, Eurostat, FAO,
Kinoshita, et al. 2014	Mondial	MODIS, GLC2000, GlobCover, GLCNMO
Carvalho, et al. 2015	Brésil	Données foncières, parcs naturels, MODIS

Jung et al. (2006) et Fuchs et al. (2013) inscrivent leur démarche dans le contexte du suivi des flux de carbone liés aux changements d'occupation du sol.

Cette approche par intégration ne règle pas tous les problèmes d'exactitude. L'augmentation de la précision spatiale se fait au détriment de la cohérence cartographique (Batista e Silva et al., 2013) et

[1] GLC : Global Land Cover; UMD : University of Maryland dataset ; CLCNMO : Global Land Cover by National Mapping Organizations.

l’exactitude finale n’est pas toujours plus élevée que celle des données sources principales (Kinoshita, et al. 2014).

Conclusion de la section 3.2

Les métadonnées associées aux jeux de données renseignent l’incertitude, la confiance accordée aux valeurs produites. Cette présentation de l’erreur possible est un exercice technique, codifié, qui prend en compte des paramètres statistiques (comme la représentativité) et techniques (comme la résolution du capteur, l’unité minimale détectée), mais qui omet de nombreuses dimensions de l’incertitude dès lors que l’on ne raisonne plus dans une détection statique mais dans une détection dynamique des changements. L’évaluation plus poussée des différents niveaux d’incertitude est souvent réalisée dans des recherches ultérieures. Enfin, ces incertitudes n’empêchent pas la possibilité d’utiliser des produits issus de méthodes différentes pour les intégrer et créer des données hybrides tirant parti des forces de chaque méthode.

« *There are three kinds of lies: lies, damned lies and statistics* »

Attribué à Benjamin Disraeli par Mark Twain,
in "*Chapters from My Autobiography — XX*",
North American Review No. DCXVIII (1907)

Section 3.3
Etat de l'art sur les facteurs d'incertitude

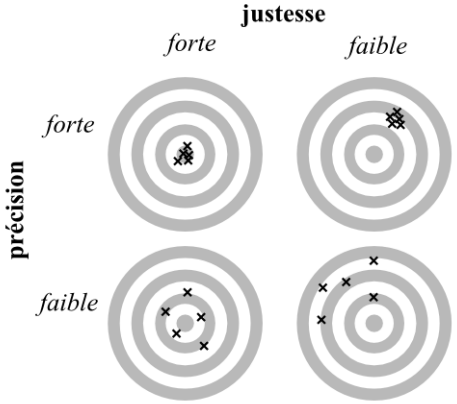
La section 3.2 a montré que chaque méthode de production de données sur l'occupation du sol a ses limites et ses intérêts, tant pour la bonne reconnaissance des classes et de leurs limites que dans la détection des changements. Une fois ces données produites, il nous faut pouvoir comprendre exactement les facteurs explicatifs des différences entre elles (erreurs possibles, différences de perceptions, d'échelles, de définition, etc.), qui sont déclinés ici selon trois grandes catégories : les facteurs spatiaux, thématiques et temporels ; trois dimensions traitées largement mais inégalement dans la littérature. Les incertitudes sont traitées séparément dans cette section de manière à analyser séparément leurs différents effets. Cette séparation reste artificielle, car ces incertitudes sont liées entre elles. En particulier, l'incertitude thématique est inséparable de la résolution spatiale : une résolution spatiale grossière oblige à rassembler dans des catégories englobantes des espaces à l'occupation du sol très hétérogène.

3.3.1 Les multiples dimensions de l'incertitude

La dimension statistique : précision, justesse, exactitude

Dans notre travail, il s'agit de comprendre l'incertitude sur les données de changements d'occupation du sol, c'est-à-dire, au sens courant, ce qui cause l'impossibilité de trancher sur la conformité d'une estimation avec la réalité. La notion d'incertitude renvoie aussi à une série de concepts statistiques précis utilisés dans le cadre des inventaires UTCATF. En effet, leurs résultats sur les flux de gaz à effet de serre sont assortis d'un niveau d'incertitude statistique, quantifiant l'écart envisageable entre l'estimation et la réalité, c'est-à-dire l'erreur possible, exprimé à l'aide d'un pourcentage d'incertitude ou bien d'un intervalle de confiance à 95%. Dans ce contexte l'incertitude peut être très forte mais elle reflète, davantage qu'un manque de qualité, l'effet des séries de calculs, de la multiplicité des facteurs entrant en compte voire de la grandeur des variables elles-mêmes (Canaveira 2016). Le niveau d'incertitude associé à une valeur une année a moins de sens que l'évolution de ce niveau au cours du temps et que la régularité du niveau de précision. Le GIEC distingue bien dans son *Guide des bonnes pratiques* (GIEC, 2003) l'exactitude au sens statistique (« *terme général qui décrit le degré selon lequel l'estimation d'une quantité n'est pas affectée par un biais résultant d'une erreur systématique* » (GIEC, 2003, p. G-11), et l'exactitude appliquée au contexte des inventaires d'émission de GES (« *mesure relative de l'exactitude d'une estimation d'émission ou d'absorption. Les estimations doivent être exactes en ceci qu'elles sont systématiquement ni supérieures ni inférieures aux émissions ou absorptions vraies, autant qu'on puisse en juger, et que les incertitudes sont réduites autant que possible* » (GIEC, 2003, p. G-11). Le concept d'exactitude fait appel à la notion d'erreur systématique (différence moyenne entre les estimations et la valeur vraie) et aléatoire (différence entre une mesure et l'erreur systématique) (GIEC, 2003, p. G-11) et recouvre deux dimensions distinctes : la justesse (proximité de la mesure avec la réalité) et la précision (variabilité de la mesure) (Norme ISO 5725-1, 1994). L'image de la cible est couramment employée pour représenter ces deux concepts :

Figure 3.7. Exactitude : précision et justesse



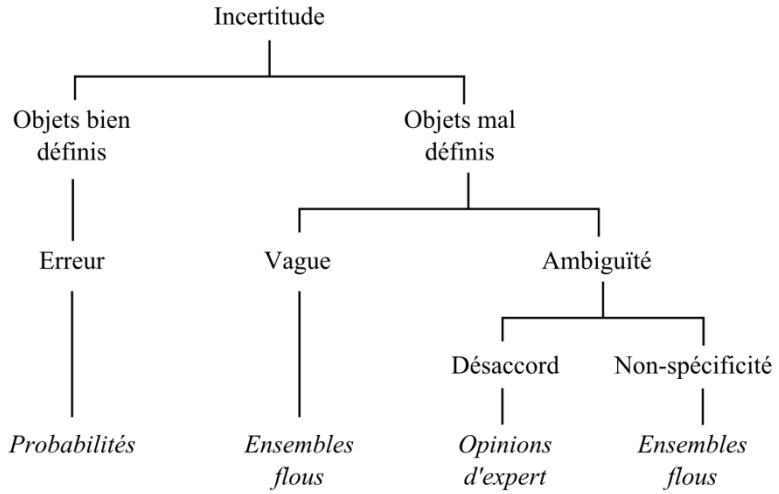
Robert, 2016 ; d'après ISO 5725-1 1994.

L'évaluation de l'exactitude des données d'occupation du sol

La notion d'incertitude, lorsqu'elle est appliquée au suivi de l'occupation du sol, soulève des enjeux spécifiques et permet d'aborder pertinemment la détection des changements (Liu et al, 2007 ; Olofsson, et al 2013). Or, l'évaluation de la qualité et de l'exactitude soulève des questions difficiles pas toujours traitées (Luck et Wu 2002 ; Shao et Wu 2008). En particulier, l'incertitude est nécessaire pour rendre compte de la grande disparité et hétérogénéité entre mesures du même objet d'occupation du sol, par exemple l'urbanisation (Potere et Schneider, 2007), forêt (Kuemmerle, et al., 2011; Olofsson, et al., 2011), afin de se centrer sur les erreurs et les causes (Skole & Tucker, 1993). L'évaluation de l'exactitude, avec des techniques d'abord simples (Ginevan 1979) puis plus complexes (Congalton et al. 1983, Stehman, 1992), est un exercice très développé pour les produits satellite (voir 3.2.4). Il y a toutefois un manque de prise en compte approfondie de l'exactitude du changement : seule l'exactitude des classifications individuelles en général est évaluée, or deux cartes avec une classification exacte peuvent mal détecter les changements et présenter un biais (Olofsson, et al. 2013). Il est possible de traiter ce problème en appariant les classes établies à chaque date (Andrieu et Mering, 2009).

En premier lieu, l'évaluation de l'exactitude se fonde sur la nécessité d'une valeur de référence à l'aune de laquelle juger une donnée. Cette référence, typiquement une observation de terrain (vérité-terrain ou *ground truth*) est considérée comme étant la réalité elle-même, sans erreur, alors qu'il s'agit aussi d'une donnée, d'une interprétation (Carlotto, 2009; Foody, 2002 Foody 1998 Stehman 2009). L'évaluation de l'exactitude permet de motiver la critique d'une donnée en comparaison d'une autre afin d'en juger la pertinence, la performance, plutôt que de simplement décrire une source comme 'fausse' et une autre comme 'vraie' (Fuller al 1998 ; Dalla-Nora, et al. 2014 ; Kim et al 2015). Pour bien interpréter de tels résultats, il faut non seulement prendre en compte les limites des données mais aussi la manière dont l'évaluation elle-même a été menée (Foody, 2002), étant donné que certaines mesures de l'exactitude ne sont pas toujours pertinentes pour évaluer la qualité des données d'occupation du sol (Bossard et al 2000). « *Les résultats de l'évaluation de l'exactitude ne devraient pas être l'étape finale de l'évaluation de la qualité mais devrait faire partie intégrante de l'analyse globale de l'exactitude* » (Olofsson et al 2013 p. 123). Cette question a été traitée sous l'angle de l'analyse de la qualité des données géographiques en général, et d'occupation du sol en particulier (Bel hadj Ali 2001), avec l'accent mis sur les causes des erreurs générées dans la construction de l'information (Maffini al 1989 ; Chrisman, 2005). La notion de classification aberrante ou irréaliste est aussi fréquente (voir par ex. Mueller et Copenhaver 2011), de même que la notion de 'bruit' (*noise*) (Rimbert, 1973 ; Hosseini 2007 ; Mueller et Copenhaver 2011). La figure ci-dessous reprend le modèle conceptuel de l'incertitude dans les données géographiques, tel que proposé par Klir et Yuan (1995) et revu par la suite (Fisher, 1999 ; Comber, et al. 2005).

Fig. 3.8 : Modèle conceptuel de l'incertitude



D'après Klir et Yuan 1995 ; Fisher, 1999 ; Comber et al, 2005.

Importance des erreurs pour le suivi des changements.

Ces erreurs sont de deux types : les erreurs 'évitables' (une information n'aurait pas dû être enregistrée comme cela : cette erreur ne devrait pas réapparaître en reproduisant la même méthode) et les inexactitudes méthodologiques (artefacts, erreurs non-évitables en appliquant cette méthode, car elle dépend des limitations même de celle-ci, liée à ses résolutions d'acquisition et de restitution de l'information). Les erreurs méthodologiques sont subdivisées en faux positifs (erreurs de commission) et faux négatifs (erreurs d'omission), notions développées à l'origine pour l'évaluation des produits satellitaires d'occupation du sol (voir 3.3.2) Pour bien distinguer ces deux types d'erreur, il faut introduire les notions de terrain réel et de terrain nominal (Bel Hadj Ali, 2001). Le terrain nominal correspond à la carte qui serait produite parfaitement et sans erreurs dans les limites des résolutions du dispositif. L'écart entre le terrain réel (la vérité) et le terrain nominal correspond à la façon dont le dispositif perçoit la réalité, à ses limitations. Cet écart relève de l'inexactitude méthodologique. L'écart entre terrain nominal et produit final (la donnée) est du aux autres erreurs. De manière générale, la qualité des données d'occupation du sol est robuste et les outils d'évaluation de l'exactitude sont précis. Il n'en est pas de même pour l'évaluation des changements qui soulèvent des problèmes plus complexes. Dès lors, détecter les deux types d'écarts possibles (inexactitude et erreurs) est fondamental pour vérifier si les données, par leurs limites et leur qualité, ont tendance soit à manquer des changements (faux négatifs) soit à en détecter là où elles ne le devraient pas (faux positifs), en particulier dès lors que les erreurs se cumulent (Chen et al, 2003). De nombreuses études montrent que certaines données d'occupation du sol (en particulier l'approche classique de comparaison post-classification, voir 3.2.3) surestiment les changements (MacLeod et Congalton, 1998, Mas, 1999 ; De Zeeuw et Hazeu, 2001, Achard et al. 2002, Foody 2002). Dès lors, distinguer les changements réels des changements méthodologiques est un objectif de la discipline. (Fuller et al 1998 ; 2003 ; Coppin, et al 2004 ; Pontius et Lippit 2006 ; Liu et Deng 2010 ; Hazeu al 2011, Bousquet, et al. 2013).

Les dimensions spatiale, temporelle, thématique.

« *On ne peut exprimer par les cartes que des faits précis et des objets définis* » (Flahault & Schröter, 1910, page 139). La production de données d'occupation du sol repose donc sur un besoin de précision et de justesse dans les trois dimensions suivantes : la dimension spatiale (l'objet est localisé ainsi que ses limites), la dimension analytique (l'objet est caractérisé) et la dimension temporelle (l'objet est suivi dans le temps). Ces trois dimensions ont été différemment appréhendées par la

littérature. La dimension spatiale est plus intuitive à identifier, et bien étudiée. La dimension thématique reste la dimension centrale, par laquelle bien souvent l'exactitude est introduite. La dimension temporelle est la plus complexe et la moins investie. Ce sont trois façons de considérer le problème de l'échelle, de la généralisation, en lien avec la théorie hiérarchique (Burel et Baudry 1999) et les théories de la complexité (Dauphiné, 2003 ; Badariotti, 2005 ; Rindfuss, et al. 2008). Wyatt et al. (1994), Fuller et al (1998), Foody (2002), Comber et al. (2005) ainsi que Boots et Csillag (2006) ont bien résumé l'essentiel des causes d'incertitude et de différences entre cartes d'occupation du sol, tant des problèmes inhérents aux méthodes que des erreurs courantes et difficiles à éviter. Foody (2002) a en particulier listé huit grands problèmes : la mesure de l'exactitude ; les problèmes d'échantillonnage ; les types d'erreur ; l'exactitude des valeurs de référence ; la distribution spatiale de l'erreur ; la magnitude de l'erreur ; l'utilisation des matrices de confusion ; et les produits d'occupation du sol. Les sources classiques d'erreurs dans les bases de données géographiques, en particulier d'occupation du sol, sont listées par Fisher (1999) (nous ajoutons entre crochet les dimensions auxquels ces erreurs peuvent être rattachées) : les erreurs de mesure [spatiale ou thématique], de classement [thématique], de regroupement de classes [thématique], de généralisation spatiale [spatiale] ; d'enregistrement [multiple] ; temporelle [temporelle] ; de traitement [multiple].

La détection des changements est sensible aux paramètres spatiaux, thématiques et temporels. Contrairement aux dimensions spatiales et thématiques qui sont bien identifiées pour l'incertitude relative aux cartes d'occupation du sol, c'est la dimension temporelle qui entre, en plus, en ligne de compte. pour la détection des changements. Les dimensions thématique, spatiale et temporelle jouent car les changements anthropiques sont difficiles à suivre dans ces trois dimensions : ils sont spatialement limités, leur temporalité peut-être brusque, longue ou cyclique ; et il peut s'agir de modifications subtiles plus que de véritables changements thématiques. Ces caractéristiques s'opposent à la plupart des présupposés des techniques de suivi des territoires et des données d'occupation des terres. La question de la détection des changements permet de questionner la justesse de cette détection : pourrait-il y avoir trop de changement détecté ? ou pas assez ? Cette capacité à sous-détecter (faux négatifs) et à sur-détecter (faux positifs) est au cœur des enjeux de validation des estimations des changements d'occupation des terres. Pontius (voir 3.1.2) a développé un cadre d'analyse assez complet qui permet de traiter les 3 paramètres jouant sur cette capacité à bien détecter les changements.

« *L'information sur l'occupation du sol est intrinsèquement sujette à l'incertitude* (indeterminacy) *et au relativisme.* », comme le rappellent Comber et al. (2005). Les paysages, en particulier en France, sont caractérisés par leur grande variabilité spatio-temporelle, hétérogénéité thématique, et complexité biophysique liée à leur gestion passée et présente (Burel et Baudry, 1999 ; Fuller, et al. 1998). « *Le découpage de paysages* [complexes] *en classes discrètes est à la fois artificiel et simpliste. Dès lors, il n'est pas surprenant que les résultats tendent à varier et que les concepts de 'vrai' et de 'faux', appliqués à la qualité des données, soient sujets à des différences d'interprétation, en fonction du point de vue duquel elles sont jugées.* (…) *Le problème essentiel est qu'il est impossible de collecter un échantillon d'une soi-disant « vérité-terrain » qui serait universellement acceptée comme le standard à l'aune duquel toutes les données pourraient être comparées. Sans doute parce que le problème est fondamentalement insoluble, la cartographie classique s'est plus fréquemment concentrée sur les écarts objectivement mesurables, tels que les erreurs géométriques résiduelles en cartographie, plutôt que traiter le problème plus subjectif des erreurs de représentation thématique* » (Fuller al 1998 p.122). Il s'agit toujours d'une certaine approche, d'une interprétation plus ou moins subjective, même lorsqu'elle est technique, car les modes d'acquisition des données sont construits selon des grilles d'interprétation d'une information réelle irréductible à des catégorisations bien distinctes. Cette information est extrêmement variable dans l'espace et le temps - toute observation, par quelque moyen que ce soit, procède nécessairement d'une simplification. La théorie de l'information et ses outils pour appréhender ce type de complexité ont pu être mobilisés par l'écologie du paysage

(Burel et Baudry, 1999). La perte de richesse engendrée par la « mise en donnée » du territoire dépend des modalités d'observation : on substitue à la richesse de la réalité un degré de complexité syntaxique, spatiale et temporelle (Perret et al, 2015). Les données *décrivent* toujours le terrain nominal, lequel *reflète* le terrain réel. Or, l'outillage technique sur l'évaluation de l'exactitude, très exploité, repose justement sur le paradigme de la description directe de la vérité-terrain. C'est une quête vaine : il n'y aura jamais de standard universellement accepté à l'aune duquel évaluer toute donnée (Congalton et Green, 2009). Chrisman et Lester (1991) ont aussi questionné le paradigme de la vérification et de la « vérité-terrain » et ont appliqué une méthode prouvant qu'on peut faire une vérification de l'exactitude spatiale à la fois complète (sans échantillonner) et indépendante (sans faire appel à un tiers jeu de données plus fiable). Il reste difficile de séparer les véritables changements des simples effets de ces discordances. Ce travail de différentiation a été fait sur des données néerlandaises (Hazeu et al. 2011), et anglaises (Wyatt et al. 1994).

Ainsi, deux axes de recherches sont compris dans celui de la pertinence. Ils sont centraux dans notre travail :

- d'une part, quelle réalité donner à ces données de changement ? Il faut pour cela comprendre les données, les trajectoires paysagères qu'ils reflètent, les dynamiques spatio-temporelles de ces trajectoires, travailler avec des observations de terrain les plus exactes possibles.

- d'autre part, il s'agit de travailler sur « le *bruit inhérent à tous ces jeux de données qui peut brouiller le signal qu'on cherche à obtenir* » (Copenhaven et Mueller, 2011) c'est-à-dire aller vers les changements « subtils », les faux positifs et, à l'inverse, dessiner les changements significatifs et la transition générale.

Le premier axe sera traité via un récapitulatif des dynamiques de changements paysagers en France (chapitre 5). Le second axe sera traité via l'analyse des données (chapitre 4 et chapitre 6), marquée par une vision du monde, une limitation technique, des incertitudes spatiales, thématiques et temporelles.

3.3.2 L'incertitude liée à la résolution spatiale

Quel besoin d'exactitude spatiale dans les inventaires ?

Si les lignes directrices du GIEC préconisent d'utiliser les données les plus précises disponibles, seul le seuil de 0,5 ha définissant la forêt (voir 3.3.3) entraine, de fait, la nécessité de recourir à un système de suivi compatible avec cette exigence d'unité minimale de suivi. De plus, le principe de suivre les changements anthropiques, exige de prendre en compte l'échelle spatiale habituelle de ces dynamiques, c'est-à-dire généralement des surfaces inférieures à un hectare (Townshend et Justice, 1988). Lund (2006) dans une approche de rationalisation des définitions des grandes catégories GIEC propose comme préalable à toute classification un seuil surfacique national (compris entre 0.5 et 1ha) en dessous duquel la zone est classée comme les surfaces voisines. Dans les faits, la plupart des systèmes de suivi utilisés ont une Unité Minimale de Collecte supérieure à ce seuil.

Les causes de l'incertitude spatiale

Couclelis (1996) a résumé les raisons de l'incertitude spatiale : elle est liée aux variations spatiales véritables du phénomène cartographié (l'incertitude sur la spatialisation est directement liée à la vraie forme dans le terrain réel, en particulier en écologie (Hunsaker, 2013)), aux limites de la représentation cartographique et aux objectifs des producteurs et utilisateurs de la donnée ; enfin au mode d'observation lui-même. L'incertitude spatiale est présentée dans la littérature selon trois aspects : l'aspect positionnel (où s'arrête le polygone ?) et l'aspect thématique (à quel endroit ce polygone est différent du voisin ?) (Goodchild et Gopal, 1989) et l'aspect existentiel (y-a-t-il une limite ici?) (De Groeve al 2001). En pratique, l'incertitude rencontrée est toujours mixte. Les questions soulevées par les questions de généralisation et d'échelle et de niveau de détail sont très complexes, et sont en partie liées à des facteurs dépendant des méthodes de représentation (Fuller, al 1998).

Les erreurs spatiales

Les erreurs relatives à la position des objets observés entraînent une part de l'incertitude spatiale. Elles ont lieu lorsqu'il y a discordance entre l'emplacement d'un élément sur la carte et son emplacement dans la réalité, et peuvent avoir plusieurs causes selon le type de méthode d'acquisition de données. En premier lieu, l'exercice de digitalisation manuelle des limites entre polygones pour des cartes d'occupation du sol issues de photo-interprétation est source d'erreurs de localisation, de décalages géométriques et d'imprécisions (Dunn, et al 1990 ; Fuller, et al 1998). Ensuite, pour les enquêtes de visite de points sur le terrain, l'enquêteur peut se tromper dans la localisation exacte du point (Foody, 2002 ; Gallego et Christensen 2006 ; Godard, 2006). Enfin, une des causes techniques courante d'erreur spatiale est le recalage des images satellites et des photographies aériennes[1] (correction des décalages géométriques liés à la position ou au type de capteur), opération nécessaire mais délicate (Brown, 1992 ; Zitová et Flusser, 2003). Une erreur de calage entraine une erreur dans la détection de changement (Townshend et al, 1992), par exemple 1/5^{e} d'erreur de calage peut entrainer 10 % d'erreur de changement (Dai et Khorram, 1998). Des erreurs de position, de digitalisation (Bradley, 2009; See & Fritz, 2006; van Oort, 2005) ou encore des différences de parallaxe (Fournier, 2010) sont des sources classiques d'incertitude spatiale. De Zeeuw et al. (1999), Sonneveld et al. (2000) et De Zeeuw et Hazeu (2001) ont développé un modèle (MonGIS) basé sur les connaissances expert afin de discriminer les artefacts (dus aux erreurs) des véritables changements. Néanmoins le recours à la connaissance expert pose à son tour des problèmes de validité et de protocole (Van Oort, 2005).

[1] Sauf les orthoplans récents. Voir section 3.2.2

L'impact de la représentation de l'espace dans les données d'occupation du sol

***Une attention davantage portée à la composition qu'à la configuration*.**

Une part de l'incertitude est engendrée par la façon de considérer l'espace, à savoir un découpage en surfaces, en catégories discrètes, en mosaïque, sur le modèle des cartes catégorielles (choroplèthes) en polygones adjacents, qu'ils soient perçus en tant que polygones (approche spatiale dite '*wall-to-wall*') ou reconstruits théoriquement par extrapolation des surfaces à partir de points représentatifs (approche échantillonnée). Cette simplification du paysage hétérogène et complexe en classes discrètes entraine forcément différences de vues (Fuller, et al. 1998), allant à l'encontre de la perception d'un espace continu, où les limites ne sont pas toujours claires à établir entre deux états. On propose ainsi de différencier deux approches : l'approche discontinue de l'espace (permettant de prendre en compte la variabilité thématique en identifiant les limites nettes entre zones relativement homogènes), plus intuitive ; et l'approche continue de l'espace avec des analyses de données au niveau d'un point et non d'une surface. Reste à savoir si le regard le plus juste à porter sur les dynamiques territoriales est un regard mathématique (Slak, 1998). Or la composition est une simplification du territoire vu comme un ensemble de zones homogènes séparées les unes des autres. Cette approche a des conséquences directes sur l'évaluation des méthodes d'estimation des changements. Stratifier, c'est-à-dire découper l'univers d'étude en sous-ensembles homogènes, relève d'une transformation de cet objet d'étude pour qu'il corresponde à cette grille de lecture. En effet, classer en unités homogènes part du principe qu'il n'y a pas d'unités hétérogènes. Les objets mixtes, c'est-à-dire appartenant de fait à plusieurs catégories, doivent être - de droit - reclassées. (Duhamel, 2009) distingue ainsi deux formes de problèmes qui se posent avec la stratification du territoire: la juxtaposition et la superposition. La superposition spatiale, c'est-à-dire la présence de plusieurs objets au même endroit et de plusieurs occupations du sol possibles, sera traitée avec l'incertitude thématique (section 3.3.2). En appliquant ce cadre conceptuel à notre perspective, il semblerait d'abord que seule la composition des territoires soit l'objet d'analyse. En réalité, la nécessité de comprendre les logiques spatio-temporelles des changements d'occupation des terres va nous amener à tenir compte de la configuration. En effet, seule la configuration des surfaces pourra expliquer les effets de seuils de détection, les effets de voisinage, la difficulté de suivre certains changements de composition précisément par leur configuration particulière. On peut avoir un paysage avec la même composition mais de configuration très différente, et inversement. Or Mimet et al (2016) montrent que le changement paysager peut être principalement l'effet de variations de la configuration, et non de la composition.

Continu et discontinu

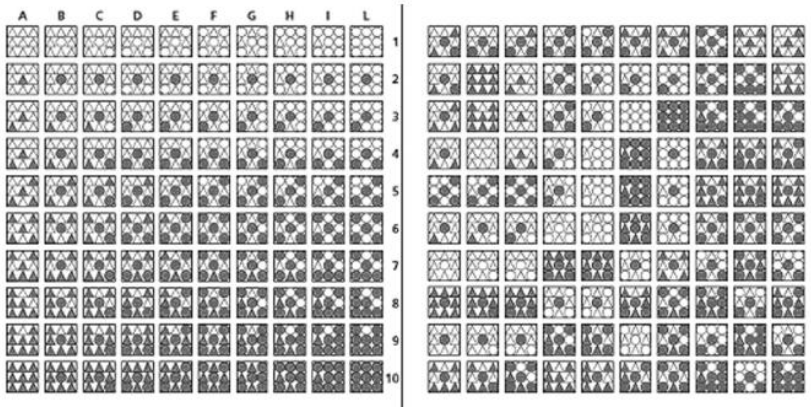
Question classique en géographie (Alexandre et Génin, 2008), la question du continu et du discontinu, et donc des frontières, a d'abord été traitée sous l'angle biogéographique. Dans ce domaine, là où il est possible de se concentrer sur des zones homogènes ou au contraire d'analyser le tapis végétal comme un continuum, une position de synthèse a été proposée en France : le continuum à facettes[1] (Godron, 1967). « Les modèles purement continuistes ou discontinuistes ne décrivent ainsi que partiellement la réalité, le *continuum* absolu à variation linéaire n'ayant pas (…) de réalité concrète (…). La notion de *continuum* à facettes est suffisamment réaliste pour éviter tout a *priori* qui obligerait à faire "entrer" de force la végétation, dans un modèle d'organisation spatiale prédéfini. » (Godron et Andrieu, 2008, p 170).

Le modèle de paysage-mosaïque pose d'emblée la question des délimitations, des lisières et des zones de transitions. L'idée de carte d'occupation du sol implique généralement celle de limites claires, avec un fort degré de dissimilarité entre deux classes différentes et adjacentes, au point où la ligne de

[1] Les "facettes" désignent les espaces où l'homogénéité est forte et les "transitions entre les facettes" désignent les espaces où l'hétérogénéité est maximale.

séparation pourrait être digitalisée sans hésitation. Or la cartographie de l'occupation du sol peut aussi bien induire une approche inversée où l'occupation du sol est associée à des points, autour desquels s'étendent des zones définies par un fort degré de similarité interne, sans que l'espace de séparation entre deux classes soit net mais plutôt progressif. Cette seconde approche permet d'être plus près de la complexité des formes réelles (voir fig. 3.9). L'incertitude liée à la délimitation de deux classes peut avoir plusieurs facteurs : soit la frontière est réellement floue ; soit la différence entre attributs (qualitatifs ou quantitatifs) est faible entre les deux espaces ; soit les deux espaces sont hétérogènes (De Groeve et Lowell, 2001). Certains espaces en particuliers présentent de telles configurations : l'interface urbain/naturel par exemple présente un parfois continuum entre pelouses et espaces à strates herbacées, entre parcs urbains et forêts périurbaines, et des zones de transitions floues (Jouy-Wissocq, 2011).

Fig. 3.9. Hétérogénéité de la configuration paysagère



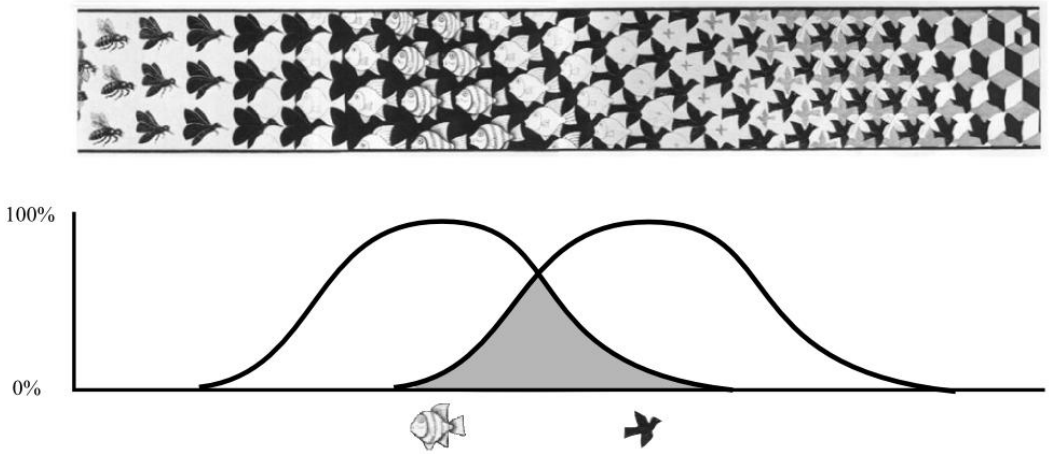
Le terrain peut présenter des formes d'hétérogénéité graduées ou bien discrètes : une même approche de segmentation spatiale présentera une incertitude différenciée selon ces configurations paysagères (Kuechler et Zonneveld, 1988). Selon l'échelle d'observation, et donc selon l'unité minimale détectée, apparaitront différents effets de ruptures et de continuité.

Frontières floues, matérialisation et cartographie de l'incertitude.

Ces frontières floues peuvent se matérialiser comme l'ensemble des frontières possibles, par exemple lorsque plusieurs opérateurs sont amenés à digitaliser le même espace et que leurs polygones sont superposés. De Groeve et al. (1999) proposent une représentation de l'incertitude spatiale par superposition des limites faisant apparaitre les polygones les plus sûrs (*Super ground truth* en opposition au *ground truth*) quand il s'agit d'évaluer l'exactitude d'une carte. Cette littérature permet de passer de l'idée de polygones fixes à des espaces flous (« *fuzzy* ») où la largeur de la frontière est appelée « bande epsilon »[1] (Edwards, 1994), ou bien où cette largeur correspond à des « scories », c'est-à-dire les zones restantes quand deux polygones représentant un même espace ne se superposent pas exactement. Un indicateur pour l'évaluation de la qualité spatiale utilise les frontières entre catégories en comparant les frontières traversées sur le terrain par un transect et celles sur la carte (Skidmore et Turner, 1992). Dès lors, la cartographie des limites relève d'un choix, d'un compromis entre plusieurs possibilités. Il est cependant nécessaire de conserver une cohérence temporelle dans le dessin de ces limites, tant pour éviter la détection de faux changements (Gerard et al, 2010 ; Nastran et Kulovec, 2014) que pour ne pas prendre en compte de nouveaux critères ignorés précédemment.

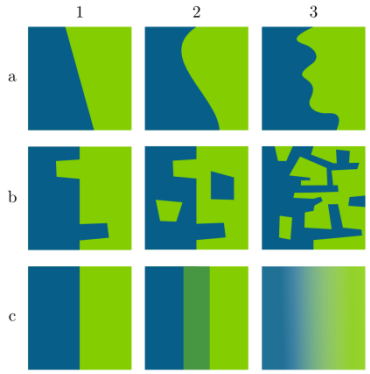
[1] Appellation héritée de Chrisman (1982), où cette incertitude était considérée comme liée à une erreur aléatoire notée ε.

Figure 3.10 : La délimitation des zones floues : seuils perceptifs et zones de recouvrement



Escher, *Métamorphose*, gravure sur bois (1939-40) Ce type d'image illustre parfaitement les ensembles flous qu'on peut représenter sous la forme de courbes d'appartenance à une classe, dessinant (en gris) les espaces d'incertitude thématique.

Figure 3.11. Typologie des effets de frontières



Nous proposons cette typologie simple construite selon deux gradients : l'axe horizontal faisant varier la résolution et l'axe verticale la complexité de la structure changer ordre c a b, avec a1 moins droit et A2 plus courbé encore.

L'unité minimale et l'unité de référence.

La question de l'unité de référence rejoint deux questions : celle de la maille fondamentale et celle de l'unité minimale détectée, correspondant généralement à l'idée de résolution spatiale et à celle de granularité. La maille fondamentale est un concept utile pour l'interprétation du territoire en tant que maillage de parcelles ayant un sens (d'usage principalement). L'unité minimale cartographiée (UMC ou MMU pour *minimal mapping unit*, Di Gregorio et Jansen, 1998) relève plutôt d'un questionnement technique sur les capacités d'observation du territoire. Il s'agit alors de définir quelle est la plus petite unité détectée par un dispositif d'observation, soit la résolution, ou, concrètement pour les dispositifs numériques, du pixel. En termes d'interprétation, la maille fondamentale peut varier en fonction des usages: pour la culture, c'est la parcelle; pour l'artificiel, c'est le bâtiment; pour la forêt, c'est le groupement d'arbre (mais l'arbre pour l'œil). L'objectif associé aux systèmes de suivi en terme de précision spatiale – qui se situe en dessous de l'hectare, car c'est à cette échelle spatiale qu'ont lieu la plupart des changements anthropiques (Townshend et Justice, 1988) – correspond donc à une maille fondamentale présupposée. En revanche, l'unité minimale de détection, elle, est habituellement fixe. Il existe des systèmes (certains produits d'occupation du ool régionaux, la base Urban Atlas…) où cette unité minimale est différenciée (en fonction des réalités physiques, ou en

fonction de l'importance de la classe). Ceci entraine un biais car on présuppose la taille du changement en fonction du type de conversion, et l'on va suivre ce qui correspond à cet attendu et peut-être manquer une dynamique inattendue. Dans tous les cas, reste le *bruit* paysager, ce qui est hors unité minimale, et qui ont tendance à ne pas être pris en compte avec cette grille de lecture surfacique : les éléments linéaires et ponctuels. Or tant les dispositifs techniques que les observations directes sont dépendantes de l'intérêt porté aux unités qui composent le territoire, et qui ne sont pas en elles-mêmes d'ordre surfacique, linéaire ou ponctuel: elles sont les trois à la fois. La taille du « grain » spatial ainsi que l'étendue de la zone étudiée (voir paragraphe suivant) constituent les dimensions de l'incertitude spatiale les plus généralement citées (Turner, et al. 1898 ; Lam et Quatrochi 1992). L'interprétation des changements d'occupation du sol doit prendre en compte la bonne échelle paysagère associée à l'UMC retenue, au risque de commettre des erreurs importantes d'observation. Par exemple, un système avec un UMC grossier ne sera pas pertinent pour suivre le phénomène de l'étalement urbain (Pacheco et Gutiérrez, 2014) : il le percevra par à-coups, lorsque les seuils seront atteints, alors que le phénomène est régulier dans le temps et que l'émiettement spatial constitue sa caractéristique la plus significative

Jeux d'échelle

Avant tout, la dimension-même de la carte, l'étendue de la zone étudiée, constitue une première contrainte d'échelle qu'il ne faut pas écarter car elle peut limiter de fait l'ampleur des dynamiques observées ou encore la taille maximale des objets (Turner, et al. 1989 ; Saura-Martinez, 2001). L'échelle est un enjeu méthodologique primordial : il est à la base de beaucoup de questionnements quant à la posture à adopter face à la réalité de terrain, face à la temporalité des changements, aux spécifications techniques des outils de suivi, aux données produites.

« *Les géographes savent depuis longtemps que ce qui est vrai à une échelle ne l'est pas forcément à une autre, et qu'en changeant d'échelle on changeait également la nature de l'observation, le problème, le type d'explication et l'outil d'analyse et de représentation* » (Racine, 1981, p.141). Turner, et al (1989) ainsi que Burel et Baudry (1999), entre autres, ont ainsi appliqué ce principe au paysage, démontrant qu'en changeant d'échelle d'observation, le motif paysager (sa composition et sa configuration) n'est pas détecté de la même façon : il y a dépendance d'échelle. Il y a une difficulté à lier différents niveaux de détail entre eux sans passer par un « *hiatus qui correspond au brusque changement d'échelle, au passage d'un ordre de grandeur à un autre* » (Lacoste, 1980, p.23). Cette idée a été résumée par le concept de MAUP (*Modifiable Areal Unit Problem*) (Openshaw, 1984; Wong et Amrhein, 1996; Marceau, 1999; Wu, 2004), question classique mais non résolue. Turner et al. (1989) ont identifié des règles mathématiques pour pouvoir comparer des observations effectuées à des échelles différentes, et ont formalisé les règles sur les rapports entre le changement de taille du grain (résolution) et les proportions des catégories d'occupation des sols. Ainsi, des formes et des processus dépendent de l'échelle à laquelle on les observe : dès les années 1980, ce comportement fractal des structures spatiales a été observé (Goodchild 1980 ; Goodchild et Mark, 1987), la question étant de savoir si ce caractère fractal provient d'une réalité complexe des formes ou bien des caractéristiques mêmes d'observation et de représentation de cette réalité. Les espaces boisés sont ainsi perçus et représentés, selon l'échelle, en tant qu'arbre, groupement d'arbres, bosquet, massif forestier, région forestière… et ces différents niveaux de perception sont aussi valables pour d'autres types d'occupation comme les zones humides (Powers al 2012). L'application de la théorie des fractales et de la relativité d'échelle à la géographie permet de soulver des questions quant à la nature des processus de structuration de l'espace (Forriez, et al. 2010 ; Pumain, 2010). La somme des informations mesurée à une échelle ne peut être extrapolée à une échelle différente (Lam et Quatrochi, 1992) ; l'échelle fine n'est pas forcément la plus pertinente.

Enfin, en termes d'interprétation aussi, l'échelle est primordiale. La difficulté est que l'échelle *micro* tend à privilégier l'individu, l'objet; tandis que l'échelle *macro* tend à privilégier la structure (Moran, 2010). Dans cet écart se joue aussi une tension pluridisciplinaire entre les objets des sciences

naturelles du paysage (sol, végétation…); et ceux des sciences sociales du territoire (population, économies, facteurs). Or pour bien saisir les changements d'occupation du sol, à l'interface entre dynamiques d'échelle locale et globale, de court terme et de long terme, une approche multiscalaire est nécessaire (Townshend et al., 2000 ; Bordin, 2006 ; Verburg et al., 2006 ; Cohen et al, 2011). Pour l'occupation du sol, c'est justement l'entre-deux, l'échelle méso, qui est le niveau le plus pertinent (Ruas, 1999).

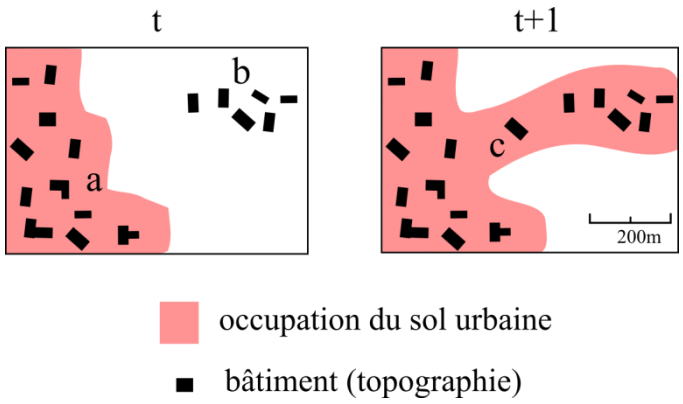
La généralisation

La règle de généralisation cartographique se définit comme « *l'opération qui, par sélection, schématisation et harmonisation, reconstitue sur une carte la réalité de la surface représentée dans ses traits essentiels en fonction du but de la carte, de son thème, de son échelle et des particularités de la région cartographiée* » (Cuenin, 1972). Le problème de la généralisation se pose pour la représentation de l'information géographique (Ruas, 2004) et son utilisation quantitative (Hangouët, 1998). Pour l'occupation du sol, la généralisation réduit la complexité de la structure spatiale et thématique et génère des erreurs (Bossard, et al. 2000), dans un compromis entre qualité (justesse, précision) et simplicité (lisibilité, pertinence). Beaucoup de procédures d'évaluation de l'exactitude des données ne prennent pas en compte qu'il y a en plus des vraies erreurs des 'erreurs' méthodologiques liées à la généralisation. Il est dès lors difficile de décrire statistiquement la qualité de la généralisation à partir du moment où généraliser consiste à faire volontairement des erreurs.

Effets de seuil

Fixer une unité minimale cartographiée est nécessaire, or ce choix entraine forcément un effet de seuil : en dessous, non détecté, en dessus, détecté. Plusieurs scénarios sont possible où l'occupation du sol et les changements sont sous-estimés ou surestimés en raison des effets de seuil.

Figure 3.12. Effet de seuil et surestimation d'un changement



Dans cet exemple, repris de Cuniberti et al. (2005) l'UMC est de 1ha et le critère de continuité du bâti de 100m. L'apparition d'un seul corps de bâtiment l'année N+1 entraine une continuité de bâti entre la zone bâtie déjà repérée et la zone de bâti non repérée car en dessous du seuil de détection. Un changement minime de la topographie entraine un changement important, et surestimé, d'occupation du sol (Cuniberti, et al. 2005).

Cela soulève un problème crucial : si on baisse ce seuil, l'UMC devient égale à taille du batiment et ce n'est plus une carte d'occupation du sol mais carte topographique. L'occupation du sol repose sur la généralisation. Il convient de bien choisir les seuils (UMC, critère de continuité) les plus pertinents (Cuniberti (2005), propose pour l'artificialisation un UMC de 0.5 ha et un seuil de continité de 100 m).

Les formes

La cartographie de l'occupation du sol soulève la question des formes détectées qui apparaissent en fonction des seuils spatiaux : s'agit-il de l'émergence de forme comme artefact méthodologique, ou détection d'une véritable morphogenèse dans le paysage ? La cartographie de l'occupation du sol entraîne d'elle-même la création de formes pertinentes au regard des règles choisies de classification et des limitations techniques du système d'observation. Ces formes sont certes détectées, mais ont-elle pour autant une signification vis-à-vis du fonctionnement du paysage ? La segmentation des strates paysagères a plus de sens avec une approche orientée-objet qu'une simple approche pixellique, mais pour se rapprocher davantage du sens fonctionnel des formes, Foltête (2004) propose une approche de détection prenant en compte le contenu spectral des tâches, leur taille et leur forme, ainsi que leur contexte afin de leur attribuer un comportement fonctionnel probable. Compte tenu de cette variation spatiale des formes, le contour des polygones est incertain. Dès lors, il faut s'assurer de la cohérence temporelle du dessin du parcellaire surtout lorsqu'on souhaite appliquer des méthodes basées sur une partition constante du territoire (Bordin, 2006).

3.3.3 L'incertitude liée à la résolution thématique

L'incertitude thématique en général

La résolution thématique constitue l'entrée la plus étudiée pour évaluer la qualité d'une carte d'occupation du sol, puisqu'il s'agit d'évaluer la pertinence de la classification. Mais la comparaison de deux données met en lumière un aspect plus complexe : la précision thématique n'est pas évaluable absolument mais relativement à une nomenclature. Or, un désaccord entre deux sources peut tout simplement être du à un biais définitionnel : les deux sources ne sont pas forcément en désaccord, elles ne décrivent simplement pas le même objet alors qu'elles utilisent des classes a priori proches, voire des catégories aux intitulés identiques. Ce facteur reste sous-estimé dans les comparaisons entre cartes d'occupation du sol (Di Gregorio, 2006).

Erreurs

Les erreurs thématiques peuvent avoir plusieurs causes, notamment liées à l'interprétation visuelle, aux obstacles gênant cette interprétation, (nuages, obstacles au sol), à la qualité des images ; à la formation des opérateurs ; au moment de l'année où la zone est classée (entrainant un aspect différent d'un même espace selon qu'il est inondé, que la végétation a poussé, qu'il y ait eu un incendie, une chute du feuillage, etc.), ou encore à des erreurs de remplissage de fichier.

L'incertitude relative à la classification, à l'interprétation

L'objet fondamental à comptabiliser dans les inventaires UTCATF est une portion du territoire (la traduction de l'anglais land donnant indistinctement terres, sol, surface, zone), considéré comme appartenant à une catégorie: forêt, culture, prairie, zone humide ou en eau, zone artificialisée, autre terre. Cette portion de surface comprend donc son couvert, c'est-à-dire la végétation ou les constructions qui recouvrent entièrement ou en partie le sol nu. Le groupe de travail interdépartemental sur l'aménagement du territoire (IDWG-LUP) de la FAO définit l'unité de sol à prendre en compte dans ces questionnements: "zone délimitée de la surface terrestre, qui englobe tous les attributs de la biosphère situés immédiatement au-dessus ou en dessous" (FAO, 1994). Les modes de classification et les nomenclatures existantes sont des systèmes de représentation, partiale et partielle, de cet espace. Ainsi certaines grandes catégories, trop générales, peuvent masquer des phénomènes écologiques importants (An et al., 2010). Un système de classification, pour être efficace

et cohérent, doit être indépendant à la fois de l'échelle d'observation et de la méthode d'acquisition des données (satellite, photographie, enquête de terrain) (Di Gregorio et Jansen, 1998). Deux cas-limites ont été identifiés par ailleurs (Eurostat, 2001): l'utilisation souterraine, donc invisible (réseaux de transports, d'énergie, champignonnières, zones d'extraction du pétrole, etc.) et le trait de côte (limite floue entre terre et eaux).

L'organisation des classes n'est pas toujours systématique et entraine une incertitude sémantique

Toute donnée d'occupation du sol repose sur une classification, ce mot désignant à la fois une opération de segmentation de la réalité en unités distinctes et l'ensemble des classes, elles-mêmes sensées pouvoir être un système universel (remontant en cela à la tradition aristotélicienne). Cependant cette classification peut prendre des formes diverses et présenter des degrés de qualité et de complexité hétérogènes. Ainsi il faut distinguer les *nomenclatures* (liste de catégories, et non d'objets, qui permettent de résumer l'information en perdant le minimum de contenu) des *légendes* (application particulière du système à une cartographie thématique, qui ne couvre pas tout l'univers de discours, et reprend les objets présents sur la carte : contrairement à la classification dont elle est issue, elle est dépendante de l'échelle d'observation et du type de données). Les classes peuvent être définies avant l'observation (classification *a priori*) du territoire où après (classification *a posteriori*). Avec une approche a priori, les catégories sont prédéfinies et l'observation du terrain doit s'adapter à ce cadre : ainsi, pour l'occupation du sol, on dispose généralement de catégories déjà bien définies par des travaux antérieurs. Une classification *a priori* a l'avantage d'être standardisée, donc neutre et indépendante du terrain ou de la méthode d'acquisition des données. Son avantage est aussi son inconvénient, puisqu'il est parfois nécessaire de revoir une classification qui n'est pas assez souple pour s'adapter à un terrain particulier, à une échelle particulière ou à un processus de changement. Avec une approche *a posteriori*, c'est au contraire l'analyse du territoire qui permet, par traitement des similarités et des dissimilarités, de créer des catégories pertinentes, à condition de généraliser suffisamment pour que les catégories ne soient pas trop nombreuses. Cependant, cette approche reste limitée à une base de données spécifique et à un terrain particulier (Di Gregorio et Jansen, 1998). Comme le soulignait déjà Heymann en 1990 : « *il n'existe pas de nomenclature parfaite ; une nomenclature est toujours un compromis qui résume l'ensemble des contraintes qui pèsent sur un programme ; il y a donc des nomenclatures imparfaites qui sont à la base de programmes opérationnels dont les résultats sont utilisés tous les jours ; il y a, d'un autre côté, des tentatives pour bâtir des nomenclatures parfaites qui ne trouvent jamais de programmes d'application* » (Heymann, 1990 p.67).

L'hétérogénéité interne des classes

Toute interprétation d'un espace est difficile car un son appartenant à même classe peut aller de pair avec une grande variabilité visuelle interne, liée en particulier à l'hétérogénéité floristique (Leguédois, et al. 2014) ou d'aménagement (Jacqueminet, et al. 2013). Quels que soient les objets dont la répétition entraine un effet d'hétérogénéité, leur arrangement spatial et leur degré de variabilité va entraîner des traitements différenciés en terme de classification, en privilégiant la représentation de la diversité de tâches (motifs paysagers) ou bien en une classe homogène définie par une texture, c'est-à-dire une variabilité dans l'arrangement des tons liés à la présence d'objets similaires (forme, taille, signature spectrale) trop petits pour être détectés, discernés ou considérés comme des éléments individuels (Feranec, et al. 1995). Le critère de texture peut être intégré dans les chaînes de traitement manuels (en photo-interprétation) ou automatiques (classification orientée_objet).

Figure 3.13. Texture des classes et motifs paysagers

L'hétérogénéité interne des classes d'occupation du sol répond à une question d'échelle : à partir de quel seuil considérer un motif comme une mosaïque de plusieurs occupations du sol et non plus comme une seule occupation du sol définie par cette texture ? (Schémas issus de Feranec et al 1995).

Dans les espaces thématiquement mixtes, plusieurs d'occupation du sol se superposent : on applique généralement la règle du prorata ou de la prévalence (si un usage dominant est pertinent, ex: surface artificialisée). Cela peut aussi être l'occasion, par retour d'expérience, d'enrichir la nomenclature pour créer une catégorie correspondant mieux aux réalités observées. Le cas de la légende CLC est différent : il s'agit là de créer une catégorie mixte, indiquant la superposition, sur une surface, de deux catégories, dans des proportions variables mais qui empêchent de les séparer précisément. L'incertitude liée à simplification d'objets mixtes relève d'une forme de généralisation thématique.

Une question de perception

Identifier, c'est interpréter, c'est-à-dire observer à travers une série de filtres perceptifs où intervient inévitablement une dimension culturelle (Nassauer, 1995; 1998). L'espace perçu, avant d'être un ensemble de catégories d'occupation du sol, est un ensemble visuel dont nous percevons la cohérence en tant que paysage car « *culture et paysage interagissent au sein d'une boucle de rétroaction dans laquelle la culture structure les paysages et les paysages produisent de la culture* » (Nassauer, 1995, p.229). Il n'est pas d'expérience neutre et directe de l'occupation du sol, nous percevons des formes signifiantes (Merleau-Ponty, 1945). Il y a une difficulté d'appréhender objet qui est à la fois naturel et culturel. La catégorisation de l'espace fait jouer des filtres interprétatifs visuels et cognitifs. La perception du changement, notamment la capacité à reconnaître une impression diffuse n'est pas la même entre la détection automatique, dont les seuils peuvent être inadaptés, et l'observation visuelle de terrain où le changement perçu est le reflet des valeurs associées au paysage, qui dictent des seuils visuels. Le paysage est affecté par les conventions culturelles, valeurs, concepts scientifiques. La posture par rapport à notre objet d'étude varie : approche écologique (scientifique), naturelle (culturelle), territoriale (politique). Les systèmes de classification sont des filtres de perception (Anderson, 1981). Nassauer (1998) a souligné l'importance de la valeur d'ordre, de netteté dans les paysages artificialisés, où l'œil cherche la marque de l'intention humaine (soin associé à l'attractivité du paysage), et non le désordre. Ainsi, on peut s'interroger sur le rôle, dans la perception, de la nomenclature, cadre ordonné et qui ne laisse pas de place aux mélanges, aux transitions, au flou. La détection des catégories va privilégier une affectation claire à une catégorie- ce qui pose problème si deux interprétations d'un même espace ont deux conclusions différentes: d'une année à l'autre, la base de données enregistrera un changement de catégorie là où il n'y aura eu qu'un changement de regard ou d'interprétation. Les espaces en friche, landes boisées, maquis, etc., sont à ce titre révélateurs de la dimension culturelle de la catégorisation des espaces. Ces notions à la fois biophysiques, paysagères et culturelles seront appréhendées différemment selon le type d'opérateur et

selon la vision du monde engendrée par un système de production d'information. Ainsi, une différence de perception des espaces boisés méditerranéens de faible densité a été observée entre les enquêteurs de l'IFN et de TerUti (Dereix et al, 2011). Le classement des espaces soulève un enjeu d'appréciation culturelle, surtout pour des espaces à forte signification symbolique comme la Forêt. Avec le développement de l'urbanisation, le rapport à l'environnement non-urbain a changé, avec une vision positive double -et parfois contradictoire- de l'espace sauvage (*wilderness*), non géré, et de l'espace entretenu (le parc). Cette ambiguïté se retrouve dans l'expression "`parc naturel'". L'espace hors des villes est perçu via un filtre écologiste simple et aussi via un filtre d'aménagement, d'accessibilité. La classification n'est donc pas *évidente*, elle relève d'un certain raisonnement - autrement dit, ce n'est pas une donnée d'entrée. Cette ambiguïté fondamentale fonde la critique des modes d'observation des changements d'utilisation des terres: il s'agit d'observations déjà interprétées avant même d'être traitées en tant que données. Couclelis (1996) permet d'éclairer cette ambiguïté sous trois angles: la réalité empirique, le mode d'observation, et les fins de l'utilisateur. Ces biais observateurs feront l'objet d'expériences (chapitre 6).

Problèmes posés par le nombre de classes

Une nomenclature trop simple, c'est-à-dire avec un nombre de classe trop restreint, non seulement ne permet pas de rendre compte de la complexité spatiale d'un paysage, mais ne permet pas non plus de comprendre le potentiel évolutif d'un paysage (Vila-Subiros et al. 2009), en particulier lorsque le processus est lent. La nomenclature du CEPE (Godron et al, 1968), assez simple, a par exemple masqué les premières étapes de l'embroussaillement des pelouses sur le Causse Méjan : affiner la nomenclature (ajout du stade de la pelouse moquetée) permet de le détecter dès le début (Cohen, 2009).

Le nombre de classes existantes entraine mathématiquement un plus grand nombre de changements possibles, et inversement les agrégations de classes peuvent masquer des dynamiques (Pontius et Malizia, 2004). Une nomenclature riche aura aussi tendance à favoriser une forte incertitude sur l'interprétation des classes (See, et al 2013). Ainsi, l'idée intuitive selon laquelle plus une nomenclature présente de classes et plus elle sera pertinente, car elle reflèterait la complexité du paysage, est contredite par l'expérience.

Solutions

Van Oort (2005) propose quatre méthodes pour corriger une classification à partir des probabilités de confusion entre les différentes classes. L'incertitude liée aux confusions sémantiques entre différents systèmes peut être contournée via l'utilisation d'une tierce nomenclature (Achard et al. 2002) ou en rassemblant les classes existantes dans des catégories englobantes, en prenant en compte leurs ontologies communes, au risque de simplifier trop l'information (De Zeeuw et Hazeu, 2001 ; Petit et Lambin, 2002). Une autre possibilité est de mesurer la qualité par un taux d'accord (et non taux de fiabilité), c'est-à-dire un accord entre différents interprètes quant à l'interprétation d'une même zone (Foulard et Ziegler, 2013).

L'hétérogénéité des définitions, un enjeu bien identifié

La difficulté de ranger des espaces dans une catégorie est certes un problème identifié dans le contexte UTCATF (Raciti et al, 2012, Verchot et al, 2007) mais n'est pas liée à une catégorisation actuelle. Le même problème se pose en effet avec des catégories anciennes, comme la trilogie *ager saltus sylva* (voir chapitre 5). Pour une seule catégorie, comme la forêt, beaucoup d'incertitudes et de discussions, donc de subjectivité, dans la définition de seuils quantifiés, statistiques. La terminologie est identifiée comme facteur clé d'incertitude des données d'occupation du sol (Pongratz al 2014), et

une littérature spécifique porte sur les questions d'incertitude sémantique dans les données d'occupation du sol (Ahlqvist et Shortridge, 2010 ; Comber et al, 2014 ; Harvey, et al. 1999 ; Kuhn, 2005 ; Jansen et al, 2008 ; Ahlqvist, 2012). Cette analyse sémantique permet d'aller au-delà des intitulés initiaux des catégories pour en saisir le contenu précis (occupation et utilisation) afin de voir en détail les types de correspondance et de recouvrement entre classes issues de systèmes différents.

Les six grandes catégories du GIEC au regard des autres référentiels

Les six grandes catégories du GIEC seront ici utilisées comme référentiel. Ces catégories restent ambigües (Milne, et al. 2003) notamment quant aux critères pour les différencier (Lund, 2006). Outre les catégories proposées par le GIEC, nous considérons ici trois systèmes internationaux de nomenclature de référence pour l'occupation du sol et pertinent pour la France[1] : le *Land Cover Classification System* (LCCS) développé par la FAO (Di Gregorio et Jansen, 2000), le référentiel développé par l'IGBP (IGBP, Belward, 1996 ; Loveland et al., 2000) et enfin le référentiel Corine Land Cover (AEE, 1994, 2000, 2012). D'autres systèmes ont été développés et peuvent être considérés comme des références, tels que les systèmes relatifs à l'utilisation des sols (Mücher et al. 1993) ou la nomenclature d'Anderson (1976) utilisée pour le territoire américain : ils ne seront pas traités ici. Avant même de comparer les nomenclatures des données existantes en France avec celles du GIEC, la comparaison des grands systèmes internationaux existants avec le GIEC permet de réinterroger la pertinence de celle-ci. Le choix de six grandes catégories représente une base minimale mais insuffisante pour distinguer les occupations du sol au regard des compartiments carbone qui nécessiterait une séparation plus claire entre les différentes strates de la végétation (Running, et al. 1995). De plus, chaque catégorie GIEC est définie soit selon une approche occupation, soit selon une approche utilisation, soit une approche mixte ; et les critères de définitions sont flous et hétérogènes (critères de production, formel, juridique, social…). Nous partirons de ces catégories clefs pour interroger les modes de définition, de reconnaissance de ces espaces. Nous allons ensuite considérer une à une chaque catégorie GIEC afin d'en juger la pertinence et l'applicabilité.

[1] Seules les grandes nomenclatures des systèmes internationaux sont présentées dans ce tableau comparatif. Les nomenclatures issues des données françaises (TerUti, IGN, etc.) sont présentées dans le chapitre 4.

Tableau 3.6 Comparatif entre les catégories GIEC et les autres classifications

GIEC	CITEPA	IGBP	LCCS (FAO)	Corine (niv.3)
Settlements ***Artificiel***	Artificiel nu, revetu ou bati Artificiel enherbé Artificiel arboré	14. Urban and built-up lands	22 Artificial surfaces and associated areas	111 Tissu urbain continu ; 112 Tissu urbain discontinu 121 Zones industrielles et commerciales ; 122 Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés ; 123 Zones portuaires ; 124 Aéroports 131 Extraction de matériaux ; 132 Décharges ; 133 Chantiers 141 Espaces verts urbains ; 142 Équipements sportifs et de loisirs
Cropland ***Cultures***	Cultures, Vergers, Vignes	13. Croplands *15. Cropland/Natural vegetation mosaics*	16 Cultivated and managed areas *17 Mosaic: Cropland / Tree Cover / Other natural vegetation* *18 Mosaic: Cropland / Shrub or Grass Cover*	211 Terres arables hors périmètres d'irrigation ; 212 Périmètres irrigués en permanence ; 213 Rizières ; 221 Vignobles ; 222 Vergers et petits fruits ; 223 Oliveraies 241 Cult. annuelles associées aux cult.perm. 242 Systèmes culturaux et parcellaires complexes *243 Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels imp.* 244 Territoires agro-forestiers
Grassland ***Prairies (sic)***[1]	Prairies en herbe Prairies buissonnantes Bosquets Haies	7. Closed shrublands 8. Open shrublands 9. Woody savannas 10. Savannas 11. Grasslands *15. Cropland/Natural vegetation mosaics*	*9. Mosaic: Tree cover / Other natural vegetation* 11. Shrub Cover, closed-open, evergreen 12. Shrub Cover, closed-open, deciduous 13. Herbaceous Cover, closed-open *14 Sparse herbaceous or sparse shrub cover* *15 Regularly flooded Shrub or herbaceous cover* *17 Mosaic: Cropland / Tree Cover / Other natural vegetation* *18 Mosaic: Cropland / Shrub or Grass Cover*	231 Prairies ; 321 Pelouses et pâturages naturels ; 322 Landes et broussailles *243 Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels imp.*
Forest land ***Forêts***	Forêts feuillus Conifères mixtes	2. Evergreen needleleaf forests 3. Evergreen broadleaf forests 4. Deciduous needleleaf forests 5. Deciduous broadleaf forests 6. Mixed forests	1. Tree Cover, broadleaved, evergreen 2. Tree Cover, broadleaved, deciduous, closed 3. Tree Cover, broadleaved, deciduous, open 4. Tree Cover, needle-leaved, evergreen 5. Tree Cover, needle-leaved, deciduous 6. Tree Cover, mixed leaf type 7. Tree Cover, regularly flooded, fresh water 8. Tree Cover, regularly flooded, saline water *9. Mosaic: Tree cover / Other natural vegetation* 10. Tree Cover, burnt *17 Mosaic: Cropland / Tree Cover / Other natural vegetation*	311 Forêts de feuillus ; 312 Forêts de conifères ; 313 Forêts mélangées 324 Forêt et végétation arbustive en mutation 334 Zones incendiées *243 Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels imp.*
Wetlands ***Zones humides***	Zones humides et en eau	1 Water bodies 12. Permanent wetlands	*15 Regularly flooded Shrub and/or Herbaceous Cover* 20 Water Bodies	411 Marais intérieurs ; 412 Tourbières ; 421 Marais maritimes ; 422 Marais salants ; 423 Zones intertidales 511 Cours d'eau et voies d'eau ; 512 Plans d'eau ; 521 Lagunes littorales ; 522 Estuaire ; 523 Mers et océans
Other land ***Autres terres***	Autres terres	16. Snow and ice 17. Barren	*14 Sparse Herbaceous or sparse Shrub Cover* 19 Bare Areas 21 Snow and Ice	331 Plages, dunes et sable ; 332 Roches nues ; 333 Végétation clairsemée ; 335 Glaciers et neiges éternelles

Les classes en *italique* indiquent une correspondance partielle (classes mixtes qui appartiennent seulement en partie à la catégorie GIEC). On voit d'ores et déjà qu'il n'y a pas de compatibilité directe (correspondance et univoque) entre les classes GIEC et les différents systèmes de classification de référence.

[1] La traduction officielle de la catégorie GIEC « Grassland » est « Prairies » (GIEC, 2003). Les problèmes posés par cette traduction seront présentés plus bas dans cette section.

Quelles définitions pour les forêts ?

« Forêt » est un terme commun et ambigu : il recouvre une grande disparité d'aspect d'occupation du sol (essences, densité, forme du massif, type de peuplement, gestion en futaies ou taillis, degré d'ouverture et de fermeture, etc.). Son usage dans le parler populaire et dans les terminologies scientifiques et techniques soulève des problèmes d'interprétation, de sous-entendus et de conceptions erronées (Da Lage et Arnould, 1997 ; Bennett, 2001). Au lieu de la forêt, c'est surtout l'arbre (en groupe) qui est l'élément commun de référence de ces différentes acceptions. Mais l'arbre est un élément constitutif de beaucoup d'occupations du sol (cultures, prairies, zone humide, zone artificielle, autres terres) et pas uniquement de la forêt, qui nécessite d'être définie par des seuils quantitatifs.

Le CNRTL propose la définition de la forêt suivante : « *vaste étendue de terrain couverte d'arbres; ensemble des arbres qui couvrent cette étendue* ». On note d'une part que le terme désigne à la fois l'espace et l'ensemble des objets (les arbres) le composant ; et d'autre part que le boisement ne suffit pas à désigner la forêt, mais qu'il faut un seuil de surface (non défini dans l'acception courante, simplement indiqué par l'adjectif « vaste »). En France, les différentes bases de données traitant les surfaces forestières ne présentent pas de définitions cohérentes (Cinotti, 1996) : le cadastre ne définit pas la catégorie « bois » (elle exclut de fait les peupleraies) ; l'IFN a changé sa définition lors de son changement de méthode en 2005, pour se conformer à la définition de la FAO ; TerUti utilise ces mêmes seuils ; l'ONF inclut, dans ses domaines soumis au régime forestier, des espaces non boisés (prairies, bâtiments, landes…).

La mise en place d'une définition de référence de la forêt pour les inventaires UTCATF

Deux définitions de références sont à considérer pour les inventaires UTCATF : d'abord la définition du GIEC puis celle de la FAO. A l'origine, il n'existait pas de définition précise par le GIEC dans sa littérature méthodologique relative aux inventaires de 1996, seulement une définition très large, laissant les pays choisir leurs propres critères : « [la catégorie terres forestières] *inclut toutes les terres à végétation ligneuse correspondant aux seuils utilisés dans la définition des terres forestières dans l'inventaire national des gaz à effet de serre. Elle inclut également les systèmes dont la structure végétale est actuellement inférieure aux seuils de la catégorie des terres forestières utilisés par le pays, mais qui pourrait potentiellement les dépasser »* (GIEC, 1996).

Or, en 1997, la signature du Protocole de Kyoto et de ses articles 3.3 et 3.4 a mis en avant l'importance de la comptabilisation des forêts et donc la nécessité de s'accorder sur des définitions précises de ce terme ainsi que des autres termes nouvellement introduits dans ces dispositions : Afforestation, Déforestation et Reforestation. Les différentes Parties ne s'accordaient pas : certains souhaitaient une définition par pays (Canada) et d'autres (dont France) voulaient approche type FAO. (Höhne, et al. 2007). Suite à la demande de clarification de la CCNUCC à la COP-3 (1997), un groupe de discussion sur la terminologie a été créé par l'IUFRO (*International Union of Forestry Research Organizations*) et une liste de définitions et d'approches, par pays, a été dressée en 1998, liste toujours mise à jour depuis lors sur internet (Lund, 2015). La synthèse de cette compilation permet entre autres de dresser la situation suivante (Lund, 1999) : les 130 définitions de la forêt recensées peuvent se regrouper en trois catégories : administrative, occupation et utilisation. L'approche utilisation permet de classer en forêt des zones non boisées et de classer des zones boisées hors forêt. L'approche occupation est donc plus cohérente dans une perspective carbone, car elle renseigne directement sur la présence conséquente de biomasse ligneuse. La variété de ces définitions a un impact sur la variété des appréciations quantitatives des surfaces et des changements et ne reflète pas toujours de manière cohérente l'esprit de la CCNUCC, à savoir refléter les variations anthropiques (et non purement naturelles) et s'attacher à refléter la présence effective de carbone avant tout.

Lors de la COP-7 (fin 2001), les accords de Marrakech tranchent la question en adoptant comme référence la définition FAO, malgré les craintes alors exprimées que cela n'entraine une sous-

estimation des surfaces déforestées en dessous du seuil considéré (Höhne, et al. 2007) et malgré le problème persistant de l'inclusion des plantations (Sasaki et Putz, 2009). Ces accords définissent la forêt comme une surface supérieure à 0,5 – 1,0 ha avec un taux de couverture arborée minimal de 10-30%, où les arbres sont définis comme des plantes ligneuses pouvant atteindre une hauteur potentielle de 2-5m. Les Parties sont libres de choisir, parmi les fourchettes proposées, les seuils spécifiques qui correspondent à leur situation (CCNUCC, 2002).

Ainsi, la définition de la FAO est reconnue comme la définition de référence dans ce contexte La FAO définit ainsi les forêts : « *terres avec un couvert arboré (ou une densité de peuplement) supérieur à 10 % et d'une superficie supérieure à 0,5 hectare. Les arbres devraient pouvoir atteindre une hauteur minimum de 5 m à maturité* in situ. *Elles peuvent comprendre soit les formations forestières fermées où les arbres de différents étages et sous-étages couvrent une grande partie du terrain, soit les formations forestières ouvertes avec un couvert végétal continu dans lesquelles le couvert arboré excède 10 %. Les jeunes peuplements naturels et toutes les plantations établies dans un objectif forestier qui doivent encore atteindre une densité de couverture de 10 % ou une hauteur de 5 m sont inclus* (…)*, de même que les surfaces* (…) *qui ont été temporairement déboisées à la suite d'interventions humaines ou de causes naturelles, mais qui doivent retourner à l'état de forêt. La définition du terme «forêt» inclut: les pépinières forestières et les vergers à graines qui font partie intégrante de la forêt; les chemins forestiers, les espaces défrichés, les coupe-feu et autres petits espaces ouverts dans la forêt; les forêts situées dans les parcs nationaux,* (…)*; les brise-vent et les rideaux-abris constitués par des arbres occupant une superficie de plus de 0,5 hectare sur une largeur de plus de 20 mètres. Toutefois, la définition exclut: les exclut les terres à vocation agricole ou urbaine prédominante* » (FAO 1998). La forêt est déterminée tant par la présence d'arbres que par l'absence d'autres utilisations prédominantes (urbaine, agricole) des terres. Cette définition résume les trois aspects fondamentaux du consensus qui a émergé sur la définition de la forêt : l'occupation du sol dominée par arbres ou végétation arborée ou ligneuse avec un seuil minimal de couvert (Verchot al 2007).

Critiques de la définition de la FAO

La définition de la forêt par la FAO est connue pour être minimaliste, de façon à intégrer dans sa définition de très nombreuses surfaces, et son application hétérogène par les pays limite fortement la validité des données FAO (Mayaux et al, 1998; Defries et al, 2002; Hansen et al., 2008; Grainger et al., 2008; Hansen et al., 2013; Achard et al., 2014). Ainsi, la compilation de celles-ci (FAO, FRA 2010) surestiment la déforestation tropicale entre 1980 et 1990 et la sous-estiment entre 1990 et 2010 (Kim, et al. 2015), en raison d'incohérences sémantiques et méthodologiques, comme la différence entre utilisation et occupation (notamment pour les plantations) (Grainger, 2008).

Tableau 3.7 : définitions de la forêt dans les données françaises

IFN (avant 2005)	couvert min 10% (ou 500 brins d'avenir de semis ou plants bien répartis par hectare), surface et largeur moyenne en cime : 5 ares et 15m (ou 4 ha et 25m en forêt de production).
IFN (depuis 2005)	La forêt est un territoire occupant une superficie d'au moins 50 ares avec des arbres pouvant atteindre une hauteur supérieure à 5 m à maturité in situ, un couvert boisé de plus de 10 % et une largeur moyenne d'au moins 20 mètres 2. Elle n'inclut pas les terrains dont l'utilisation du sol prédominante est agricole ou urbaine. Les alignements d'une largeur moyenne inférieure à 20 m ne sont donc pas inclus dans la superficie forestière.
TerUti	distingue bois et forêts (0.5ha min), bosquets (entre 0.05 et 0.5ha), superficies boisées hors forêts (moins de 0.05ha), et peupleraies.
LUCAS	[C00] **terres boisées**, dont [C10] feuillus ; [C20] conifères ; [C30] mixte
CLC	[31] forêts comme des « *formations végétales principalement constituées par des arbres, mais aussi par des buissons et arbustes* » [311] feuillus ; [312] conifères ; [313] Forêts mixtes[1] [324] **Forêts et végétation arbustive en mutation (sic)*** [1] (végétation arbustive ou herbacée avec arbres

[1] La traduction officielle de la classe « *mixed forests* » est « forêts mélangées » (sic), ex. Pageaud et Carré, 2009.

	épars. Formations pouvant résulter de la dégradation de la forêt ou d'une re-colonisation/régénération par la forêt) [323] **Végétation sclérophylle** (végétation arbustive persistante, aux feuilles relativement petites, coriaces et épaisses. Y compris maquis et garrigues) ; [334] **Zones incendiées*** ; [243] **Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants*** ; **les classes 243, 334 et 324 sont des classes mixtes contenant en tout ou partie des forêts.*
IGBP (MODIS)	[2,3,4,5, 6] Lands dominated by woody vegetation with a percent cover > 60 % and height exceeding 2 meters.
LCCS	[1, 2, 4, 5, 5] **Tree Cover** The main layer consists of [broadleaved/needleleaved evergreen/ deciduous] closed to open trees. The crown cover is between 100 and 15% (a further sub range can be defined – Closed to Open 100–40%). The height is in the range of >30 - 3m but may be defined into a smaller range 3. **Tree Cover, broadleaved, deciduous, open**. The main layer consists of broadleaved deciduous woodland. The crown cover is between 70-60 and 20-10%. The openness of the vegetation may be further specified. The height is in the range of >30 - 3m but may be further defined into a smaller range. [7,8]. **Tree Cover, regularly flooded**, fresh/saline water *[9]. Mosaic: Tree cover / Other natural vegetation* [10]. Tree Cover, burnt *[17]* ***Mosaic: Cropland / Tree Cover / Other*** *natural vegetation*

Problèmes posés par cette hétérogénéité de définitions

Alors qu'il dresse le tableau des différentes estimations de la surface forestière en France, Cinotti (1996) montre qu'à chaque nouvelle source une nouvelle estimation s'ajoute, différente des autres, et que malgré la montée en précision, en scientificité, il reste des problèmes d'incomparabilité, notamment en raison de définitions différentes de ce qu'est la forêt : *« Les méthodes statistiques scientifiques ne résolvent donc pas tous les problèmes. Et il y a fort à parier que la probable utilisation prochaine de l'imagerie satellitaire à des fins statistiques se heurtera, elle aussi, aux mêmes questions : comment définir les espaces forestiers et en mesurer l'étendue ? Comment comparer les nouvelles séries de données qui en résulteront avec les séries anciennes ?* » (Cinotti, 1996 p.558). Ces questions s'avèrent pertinentes aujourd'hui : les nouvelles données, notamment acquises par télédétection, ne font qu'amplifier ce problème de mise en cohérences d'estimations diverses et d'objets répondant à des définitions différentes. Le problème réside surtout dans les seuils et dans l'appréciation de la hauteur potentielle (Dereix, et al. 2011) mais aussi selon la prise en compte de l'utilisation du sol (Lund, 1999 ; Comber et al, 2008). Selon les approches retenues pour définir et comptabiliser l'évolution des surfaces forestières, des interprétations très différentes peuvent être tirées (tableau 3.8).

Tableau 3.8. Cas de différences d'interprétation des dynamiques de la forêt (d'après Lund, 1999)

cas		Année 1	Année 2	Année 3
a	occupation	boisé	boisé	boisé
	utilisation	foresterie	agriculture	foresterie
b	occupation	boisé	non boisé	boisé
	utilisation	foresterie	foresterie	foresterie
c	occupation	boisé (grands arbres)	non boisé	boisé (petits arbres)

Selon les cas, la prise en compte des trois années où seulement de deux années, de même que la prise en compte de l'occupation seule, de l'utilisation seule ou des deux va entraîner une comptabilisation différente dans le cadre des inventaires UTCATF. Par exemple, dans le cas a, avec une approche utilisation, une déforestation peut être comptabilisée alors que la couverture boisée a été conservée. Le cas b peut être interprété à tort comme une

[1] Traduction officielle de la classe « *Transitional woodland-shrub* ».

déforestation (alors qu'il s'agit d'une coupe forestière) ou comme une forêt restant forêt Le cas c peut être interprété comme une reforestation spontanée, une replantation ou encore un cycle d'exploitation forestière selon que l'on observe ou non toutes les années (Lund, 1999).

Quelles définitions pour les surfaces artificielles ?

Il s'agit d'une catégorie ambigüe car elle englobe de fait d'éléments qui ne correspondent pas à sa définition stricte et couramment comprise, à savoir les espaces bâtis et revêtus. Le terme anglais « *settlements* » est très large, et ne dispose pas de traduction claire en français[1]. En effet, les surfaces artificielles sont constituées d'une mosaïque de surfaces bâties, imperméabilisés, enherbées et arborées. Artificialisation, imperméabilisation, urbanisation sont des termes proches qui peuvent décrire la même réalité mais selon des angles différents. L'artificialisation fait référence à l'usage artificiel, quelque soit l'occupation, elle se rapproche d'une description du degré de naturalité (cf. les sept degrés d'artificialisation de l'occupation du sol du CEPE, Godron et al, 1968). L'imperméabilisation (en anglais *soil sealing* ou *imperviousness*) est un concept important pour l'analyse des conversions des terres en surfaces artificielles. L'imperméabilisation désigne le processus de transformation d'une surface en en recouvrant le sol ou en le stabilisant ou le tassant suffisamment pour qu'il ne soit plus perméable à l'eau. Si l'on exclut les sols nus, on peut parler de minéralisation (recouvrement du sol par un bâtiment, de la pierre, du goudron, etc.). Enfin l'urbanisation décrit le processus général, physique, démographique, social et économique, de croissance des villes. Or ni l'artificialisation ni l'imperméabilisation ne sont le propre des espaces urbains.

Les définitions existantes

Il n'existe pas de définition générique en dehors du contexte de l'occupation du sol, soit il est question de ville, de village, de lotissement, soit l'espace est décrit comme étant « urbanisé » alors que cela inclut une grande diversité d'occupations du sol particulières. Selon le GIEC (2006), la catégorie *établissements* « inclut les surfaces non bâties, non imperméabilisées, tels que les jardins, parcs, pelouses ». Cette définition officielle reprend directement les termes anglophones « établissements, développés », ce qui ne facilite pas une application simple. Au terme *établissement*, issu de la traduction directe de l'anglais '*settlements'*, est souvent préférée l'expression *zones artificielles*. Ces deux expressions doivent ici être entendues comme parfaitement équivalentes. Cette définition implique clairement la prise en compte prioritaire de l'utilisation des terres sur l'occupation. Compte tenu de la résolution spatiale des inventaires, cette définition reste la plus réaliste.

Tableau 3.9 : classes artificielles dans les données françaises

TerUti 1 & 2	[73] **Chemins de terre** ou enherbés ; [74] **Chantiers** ; [75] **Autres sols** ; [76] Autres sols à profil altéré ; [77] **Cimetière** ; [78] **terrains vagues** urbains ; [79] **Cours de ferme**, annexe ; [80, 81, 82, 83] **Sols revêtus ou stabilisés** de forme aréolaire/linéaire sous couvert arboré/nus ; [84] Association de différents postes; [85, 86, 88, 90, 91] **Volumes construits**, clos et couverts/couverts/ temporaires/abandonnés] ; [87] Serres ; [90] Autres volumes de génie industriel et civil
TerUti 3	[11100, 11200] **Volumes construits** ; [11300] **Serres** ; [12100,12200] **Sols revêtus ou stabilisés**; [14100, 14200] **Sols nus** liés à une activité agricole ou humaine ; [11300] **Serres** ;
LUCAS	[A00] **Sols artificiels**, dont [A10] bâti ; [A20] non-bâti
CLC	111 **Tissu urbain continu** (espaces structurés par des bâtiments. Les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes couvrent la quasi-totalité du sol. La végétation non linéaire et le sol nu sont exceptionnels. 112 **Tissu urbain discontinu** (espaces structurés par des bâtiments. Les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes coexistent avec des surfaces végétalisées et du sol nu, qui

[1] La traduction officielle du terme dans les textes du GIEC est « établissements », mais on trouve en dehors de ce contexte d'autres acceptations usuelles, comme « implantations », « installations », « agglomérations » … les traductions allant du plus large « occupation humaine » au plus spécifique « villes ». Sources : traductions officielles de documents de l'ONU et d'autres organismes internationaux linguee.fr/anglais-francais/traduction/human+settlement.html

	occupent de manière discontinue des surfaces non négligeables. 121 **Zones industrielles ou commerciales** recouvertes artificiellement (zones cimentées, goudronnées, asphaltées ou stabilisées : terre battue, par exemple), sans végétation occupant la majeure partie du sol. Ces zones comprennent aussi des bâtiments et / ou de la végétation. 122 **Réseaux routier et ferroviaire** et espaces associés Autoroutes, voies ferrées, y compris les surfaces annexes (gares, quais, remblais). Largeur minimale prise en compte : 100 m. 123 **Zones portuaires**, y compris les quais, les chantiers navals et les ports de plaisance. 124 **Aéroports**: pistes, bâtiments et surfaces associées 131 **Extraction de matériaux** à ciel ouvert (sablières, carrières) ou d'autres matériaux (mines à ciel ouvert). Y compris gravières sous eau, à l'exception toutefois des extractions dans le lit des rivières. 132 **Décharges** et dépôts des mines, des industries ou des collectivités publiques. 133 **Chantiers** : espaces en construction, excavations et sols remaniés. 141 **Espaces verts urbains**. Y compris parcs urbains et cimetières avec végétation. 142 **Equipements** sportifs et de loisirs : terrains de camping, terrains de sport, parcs de loisirs, golfs, hippodromes... y compris les parcs aménagés non inclus dans le tissu urbain.
IGBP	Land covered by buildings and other man-made structures.

La prise en compte de l'hétérogénéité thématique des zones artificielles

L'hétérogénéité thématique des espaces urbanisé est constaté depuis longtemps, ainsi Alig et Healy (1987) ont mesuré aux Etats-Unis (où l'urbanisme est très peu dense) que l'espace bâti représente moins de la moitié des lotissements urbains classiques – autrement dit qu'au sein de ces espaces, les sols imperméabilisés sont souvent *minoritaires*, en particulier quand ces espaces se situent dans un contexte rural ou dans les nouvelles périphéries urbaines – moins denses, quartiers résidentiels avec jardins et espaces verts. En outre, même un centre urbain européen dense comme Paris présente une mosaïque de surfaces imperméabilisées et végétalisées (Pellissier, et al. 2012). Il est difficile de cartographier les espaces périurbains de faible densité, autrement dit de séparer au sein d'un espace fragmenté les ilots bâtis des ilots boisés des ilots d'activités commerciaux et cultivés, et de prendre en compte la fragmentation linéaire, car cette variabilité spatiale se distingue à une échelle spatiale inférieure à la plupart des systèmes de détection (Barr et Barnsley, 2000 ; Weng 2012, Cohen et al, 2015). Il est possible de décomposer les pixels des zones urbaines entre zones végétalisées, minérales et bâties (Ridd, 1995 ; Jacobson, 2011; Small and Lu, 2006); ou encore de cartographier d'abord les espaces végétalisés et de considérer le reste comme bâti (Gillies, et al., 2003 ; Bauer, et al. 2004; Carlson, 2004). La vectorisation de ces espaces, avec une approche fine, reste néanmoins la méthode la plus efficace mais plus coûteuse et donc plus rare (Epstein, et al. 2002). Ainsi les lignes directrices 2006 du GIEC offrent la possibilité de prendre en compte cette diversité de situation d'occupation des terres converties en établissements, et proposent en première approximation possible trois sous-catégories en fonction du taux de présence d'espaces enherbés ou végétalisés : « *faible (moins de 33 % d'espaces verts), moyen (de 33 à 66 % d'espaces verts) et élevé (plus de 66 % d'espaces verts). On pourra attribuer à toutes ces catégories une teneur en carbone moyenne* » (GIEC, 2006 section 8.3.1.3).

Quelles définitions pour les cultures ?

La catégorie *Cropland* (« Cultures ») soulève d'emblée le problème de la nature temporaire (voire cyclique) de certaines occupations du sol. Les occupations du sol des espaces agricoles s'expriment souvent selon des temporalités annuelles, sont dépendantes de la saisonnalité, ont des aspects résolument différents selon le moment de l'année, etc. Les friches, jachères et prairies temporaires ne peuvent être correctement identifiés qu'au sein d'une dynamique temporelle. Un champ après récolte, avant semis, pendant le labour… relève toujours de la catégorie « Cropland »

alors que son occupation du sol *stricto sensu* est très différente. A l'inverse, une prairie semée de deux ans et une prairie permanente ont une occupation du sol similaire mais la première appartient à la catégorie Cropland et la seconde à la catégorie *Grassland* (« Prairies »)… De plus, l'espace agricole est souvent composé d'espaces différents juxtaposés qui seront, selon l'échelle d'observation retenue (c'est-à-dire selon la résolution spatiale) et selon les niveau de généralisation thématique, séparés ou rassemblés aux cultures : chemins, haies, bandes enherbées, etc.

Définitions

Le GIEC (2006) définit la catégorie *Cropland* (« Cultures ») ainsi : « *cette catégorie inclut les terres cultivées, y compris les rizières et les systèmes agro-forestiers dont la structure végétale n'atteint pas les seuils utilisés pour la catégorie terres forestières* ». Le classement d'espaces agro-forestiers en forêt au dessus du seuil adéquat est révélateur d'une approche « occupation » qui prime pour la forêt, étant donné que la couverture boisée représente avant tout un enjeu carbone dans ce contexte.

Problèmes

Un problème peut se poser avec une culture de ligneux tels que les sapins de Noël : s'agit-il d'une culture ou d'une forêt ? La temporalité et la gestion de ces espaces tendraient à les faire classer en « Cultures » alors que d'un point de vue strict, il s'agit d'une forêt et donc de déforestation si une culture traditionnelle suit celle de ces sapins (Gyldenstein, 2016). Un problème plus classique concerne l'incertitude liée aux jachères et aux prairies temporaires, incluses dans cette catégorie mais pouvant être interprétées comme appartenant à la catégorie *Grassland*.

Tableau 3.10: classes correspondant à la catégorie « Cultures » dans les données françaises

TerUti 1 & 2	[27 à 45 ; 47 ; 52 à 67]
TerUti 3	[21100 à 25300 , 27100 à 27900]
LUCAS	[B00] **sols cultivés**, dont [B10] céréales ; [B20] cultures racinaires et tubercules ; [B30] cultures industrielles ; [B40] fleurs et légumes ; [B50] cultures fourragères* ; [B70] arbres fruitiers ; [B80] autres cultures permanentes. * contient en partie des cultures
CLC	211 Terres arables hors périmètres d'irrigation (Y compris les pépinières forestières, les serres, non compris les prairies) 212 Périmètres irrigués en permanence 213 Rizières 22 cultures permanentes (221 Vignobles ; 222 Vergers et petits fruits y compris en association avec des surfaces toujours en herbe ; 223 Oliveraies). [242] **Systèmes culturaux et parcellaires complexes*** (juxtaposition de petites parcelles de cultures annuelles diversifiées, de prairies et / ou de cultures permanentes complexes) ; [243] **Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants*** ; **les classes 242, et 243 sont des classes mixtes contenant en tout ou partie des forêts.*
IGBP	Croplands : Lands covered with temporary crops followed by harvest and a bare soil period (e.g., single and multiple cropping systems). Note that perennial woody crops will be classified as the appropriate forest or shrub land cover type.

Quelles définitions pour la catégorie « *Grassland* » ?

Pour le GIEC, la catégorie « *Grassland* » « *inclut les parcours et les pâturages qui ne sont pas considérés comme des terres cultivées. Elle inclut également des systèmes à végétation ligneuse et autre végétation non herbacée telle que les herbes et les broussailles dont le seuil est inférieur aux valeurs utilisées pour la catégorie terres forestières. La catégorie inclut également toutes les prairies, depuis les terrains en friche jusqu'aux espaces récréatifs, ainsi que les systèmes agricoles et sylvopastoraux, conformément aux définitions nationales »* (GIEC, 2006 section 3.7 (p.103)).

Comment traduire "Grassland"?

La traduction officielle en français des lignes directrices du GIEC (2006) traduit « Grassland » par « Prairies ». Néanmoins, cette traduction ne reflète pas la réalité thématique des espaces concernés.

Une première solution serait de traduire cette catégorie par « Parcours », en reprenant donc le mot qui apparait directement dans le détail de la définition officielle[1]. Il s'agit alors de privilégier une approche « utilisation du sol » et considérer que les espaces concernés, bien que très divers dans leur physionomie (espaces enherbés, buissonnants, boisés), indiquent tous une interaction herbivore-végétation (espaces pâturés, parcours, système d'élevage agro-forestiers, haies associées aux herbages en système bocager). Au-delà des simples espaces enherbés que sous-entend le terme « prairie », il s'agit bien de rendre compte de milieux divers qui ont en commun d'offrir des ressources alimentaires aux herbivores domestiques ou sauvages. Cela a l'avantage d'exclure les prairies temporaires.

L'approche actuellement appliquée par le Citepa et par l'ensemble des organismes et services ministériels concernés par le rapportage de l'inventaire UTCATF consiste à conserver la traduction en vigueur de « Prairie ». L'utilisation de ce terme, qui se réfère à plusieurs réalités agronomiques (voir encadré n°1), génère plusieurs ambigüités. La première concerne la diversité des formes de « prairies » qui rend difficile la séparation des espaces agricoles entre cultures et prairies, celles-ci pouvant faire partie intégrante de systèmes culturaux, soit temporellement depuis le développement de la prairie temporaire[2]; soit spatialement (espaces enherbés de bord de champ, etc.). Deuxièmement, ce terme renvoie à un ensemble de mots plus ou moins précis et utilisés dans des contextes divers, issus du vocabulaire agricole ou écologique : prairies permanentes, prairies naturelles, surfaces toujours en herbe, prés, landes, maquis, pelouses, pâturages, pâtis, alpages, parcours, estives, steppes, friches, clairière. Cette diversité de situations se lit aussi dans la diversité des termes plus régionaux voire dialectaux qui décrivent ces espaces : *guarrigue, causse, larris, rietz, prado, galipenne, pelen, toupe, artigue, auge, herbaye,* etc. (Pégorier, et al. 2006).

Encadré 1 Définition agronomique de la prairie

Le CNRTL définit la prairie de la façon suivante : *« terrain où poussent diverses herbes (parmi lesquelles dominent les graminées et les légumineuses) de façon spontanée ou organisée par l'homme, mangées sur place par le bétail ou fauchées pour sa nourriture »*. La présence dominante de la strate herbacée est donc le critère de définition par défaut de la prairie au sens traditionnel. Cependant, le terme prairie est généralement précisé en contexte agricole, de manière à distinguer : « prairie naturelle ou permanente *(prairie non ensemencée par l'homme dont la flore variée se reproduit d'elle-même) ;* prairie artificielle *(prairie dont la flore limitée à quelques espèces excellentes pour la nourriture du bétail (légumineuses et graminées), a été semée) ;* prairie de fauche *(destinée à être fauchée) ;* prairie temporaire *(prairie composée de graminées, de trèfles qui occupe une sole pendant une durée variable »* (CNRTL). Ces définitions agronomiques des différents types de prairies peuvent être complétées par des seuils quantitatifs : par exemple, les prairies temporaires, sont semées pour une durée maximale de cinq années consécutives ; et les prairies artificielles sont constituées d'au moins 80 % de légumineuses fourragères vivaces (luzerne, sainfoin, trèfle…) (Agreste, 2010). Les prairies permanentes sont aussi séparées entre surfaces productives et peu productives (landes, alpages).

L'approche actuelle ne tranche pas clairement entre l'occupation ou l'utilisation du sol. Ainsi, l'inventaire UTCATF actuel interprète le terme de « Prairie » comme recouvrant un ensemble disparate de situations biophysiques (landes, pelouses naturelles, surfaces enherbées, buissonnantes, boisées) et de gestion (prairies pâturées, espaces en friches, prairies semées, espaces de conservation, espaces de loisir…) ; c'est-à-dire à la fois des espaces agricoles, naturels et semi-naturels ouverts, couverts d'herbe, de buissons et d'arbres dès lors qu'ils ne répondent pas aux critères de définition de

[1] Cela serait en outre cohérent avec l'activité optionnelle proposée dans l'article 3.4 du Protocole de Kyoto (voir chapitre 1) appelée « *grazing land management* » et non « *grassland management* ».
[2] sur le modèle anglais du *ley farming* au 18e siècle, encouragée après 1945 (Beranger, et al. 2013).

la forêt. Les espaces boisés ouverts et les bosquets (< 0,5 ha) sont ainsi classés en prairie simplement au regard du seuil de définition de la forêt, quels que soient leur usage. Les pelouses et friches à proximité des zones urbaines ou les espaces verts urbains sont quant à eux inclus dans la catégorie « Zones artificielles ».

Définitions dans le cadre de l'occupation du sol

Le périmètre de définition de la prairie dans le contexte de l'occupation du sol, en en particulier dans le contexte des inventaires UTCATF, ne recoupe pas celui des définitions agronomiques traditionnels. Plusieurs classes d'occupation du sol issues des données disponibles en France correspondent à cet ensemble hétérogène (voir Tableau 3.11 ci-dessous).

Tableau 3.11 : classes correspondant à la catégorie « Prairie » dans les données françaises

TerUti (1)	[46] **Prairies artificielles** ; [47] **Prairies fauchées ou mixtes** (naturelles uniquement*) ; [48] **Prairies pâturées** (naturelles uniquement*) ; [49] **Alpages et estives** ; [50] **Superficies en herbe à faible productivité** ; [69**] Friches** ; [70] **Landes** (Formations enherbées ou non, dont 25% au moins sont occupées par les plantes ligneuses ou semi-ligneuses du type : fougère, bruyère, genêts, ajoncs…, et dont le couvert boisé représente moins de 10%) ; [71**] Maquis, garrigues** ; [72] **Haies** ; [23] **arbres épars** (y compris arbres alignés) *(* les classes 47 et 48 sont chacune subdivisées en prairies naturelles et temporaires. Or l'information fournie dans les bases de données se limite à la classe générale, ce qui entraine l'inclusion des prairies temporaires dans la grande catégorie GIEC Prairie au lieu de Culture)*
TerUti (2)	[46] **Prairies artificielles** (trèfle, luzerne, autre ou mélange) ; [48] **Prairies permanentes productives** ; [70] **Landes, maquis et garrigues** (ces deux derniers termes étant « *des appellations locales de la lande* » (Agreste, 2005) ; [23] **arbres épars** (sauf alignement : haies).
TerUti (3)	[25400] **Prairies permanentes productives** ; [25500] **Prairies permanentes peu productives** ; [25600] **Alpages** ; [32000] **Bosquets** ; [33000] **Haies et alignements d'arbres** ; [40000] Landes**, friches, maquis, garrigues** ; [41000] **Superficies enherbées naturelles, sans usage** ;
LUCAS	[B50] **cultures fourragères*** ; [D00] **landes** ; [E00] **herbages** * en partie
CLC	[231] **Prairies**[1] (Surfaces enherbées denses de composition floristique composées principalement de graminacées, non incluses dans un assolement. Principalement pâturées, mais dont le fourrage peut être récolté mécaniquement. Y compris des zones avec haies (bocages) ; [242] **Systèmes culturaux et parcellaires complexes*** (juxtaposition de petites parcelles de cultures annuelles diversifiées, de prairies et / ou de cultures permanentes complexes) ; [243] **Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants*** ; [321] **Pelouses et pâturages naturels** (herbages de faible productivité, souvent situés dans des zones accidentées, qui peuvent comporter des surfaces rocheuses, des ronces et des broussailles) ; [322] **Landes et broussailles** (formations végétales basses et fermées, composées principalement de buissons, d'arbustes et de plantes herbacées (bruyères, ronces, genêts, ajoncs, cytises, etc.) ; [324] **Forêts et végétation arbustive en mutation*** (végétation arbustive ou herbacée avec arbres épars. Formations pouvant résulter de la dégradation de la forêt ou d'une re-colonisation / régénération par la forêt) (SOeS, 2009). [333] **Végétation clairsemée** (comprend les steppes, toundras (…) et végétation éparse de haute altitude. **les classes mixtes 242, 243 et 324 contiennent en tout ou partie des prairies au sens GIEC*
IGBP	**Grasslands**: Lands with herbaceous types of cover. Tree and shrub cover is less than 10%. Permanent wetlands lands with a permanent mixture of water and herbaceous or woody vegetation. The vegetation can be present in either salt, brackish, or fresh water.
LCCS	[13]. **Herbaceous Cover, closed-open** (Examples of sub-classes: (i) natural, (ii) pasture, (iii) sparse trees or shrubs) [11, 12] **Shrub Cover, closed-open**, evergreen/deciduous (Examples of sub-classes at reg. level *: (i) sparse tree layer)

Il s'agit ici des catégories retenues selon l'approche actuelle.

[1] « prairie » est la traduction officielle de la catégorie originale « *pastures* ».

Quelles définitions pour les zones humides ?

La catégorie « Wetlands » du Giec (2006) est traduite par comme incluant « *les zones d'extraction de la tourbe et les terres couvertes ou saturées d'eau pendant la totalité ou une partie de l'année (par exemple, tourbières) et qui n'entrent pas dans les catégories des terres forestières, terres cultivées, prairies ou établissements. Elle inclut les réservoirs en tant que subdivision exploitée et les lacs et rivières naturels en tant que subdivisions non exploitées* » (Giec, 2006 section 3.7 (p.103)). Le rapport du Giec dit « Supplément 2013 » (Giec, 2014) précise la définition de plusieurs sous-catégories[1] et explicite la prise en compte des surfaces littorales. Néanmoins, ce guide ne propose pas de nouvelle définition générique de la catégorie « Wetlands ».

En français, ce terme est officiellemement traduit par le Giec par de « *terres humides* », mais l'expression utilisée dans les rapports d'inventaires français et la documentation française associée est « *zones humides* ». Cette expression recouvre une grande diversité sémantique : marais, marécages, tourbières, étangs, lacs, rivières, estran, etc., représentent des réalités aux formes diverses reconnues depuis longtemps et qui mêle des terres gorgées d'eau, tourbeuses, marécageuses ; des surfaces régulièrement inondées (estran, lit majeur) ; et des surfaces toujours sous l'eau (estuaire, lit mineur). La première ambigüité concerne l'intégration des surfaces en eau dans cette catégorie, puisque les nomenclatures séparent généralement zones humides et surfaces en eau). La seconde ambigüité concerne l'approche à retenir pour définir ces espaces : approche écologique, juridique, habitat… Pour le GIEC, le critère de définition est la présence d'eau dans le sol ou en surface.

Un terme plus pertinent pour l'occupation que pour l'utilisation du sol

Zone humide a pu d'abord désigner en français une opposition à *zones sèches* dans des recherches de géographie physique. Désormais, il s'agit d'une catégorie courante à part entière pour désigner l'occupation du sol, alors que les *zones sèches* sont décrites par d'autres critères. Zone humide : catégorie non pas occupation ou usage mais propriétés de condition physiques Mais l'usage d'un terme générique, pour les désigner d'un seul bloc est récent. Ce terme « zone humide » (avec le substantif zone qui trahit sa récence) traduit l'anglais « *wetlands* », utilisé aux Etats-Unis au milieu du 20e siècle et a ensuite émergé ailleurs à partir des années 1960, à l'occasion du programme MAR (1960) de l'UICN[2] (pour « marais, *marshes, marismas, maremma* ») visant la protection de ces espaces principalement en tant qu'habitats propices à la biodiversité aviaire puis de la Convention de Ramsar (1971) qui fixe au niveau de la réglementation internationale ces objectifs et qui définit dans son article premier les zones humides ainsi : « *étendues de marais, de fagnes[3], de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres.* ».

En France, la loi sur l'eau (1992) retient la définition suivante : « *on entend par zone humide les terrains exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année* » (Art. L.211-1 du Code de l'Environnement).

[1] dont « sols organiques remis en eau », « zones humides littorales », etc.
[2] Union internationale pour la conservation de la nature
[3] « fagnes », marais tourbeux situé sur une hauteur (CNRTL), de même racine que fange, est la traduction proposée dans cette convention de l'anglais *fen*, mot généralement traduit dans d'autres contextes par « marécage »

Tableau 3.12 : classes correspondant à la catégorie « Zones humides » dans les données françaises

TerUti (1 et 2)	[11] **Marais salants,** étangs d'eau saumâtre ; [12**] Lacs, bassins, étangs** d'eau douce ; [13] **Rivières** (y.c. estuaires), canaux ; [14] **Marais, zones humides** (y.c. marécages et tourbières) sans utilisation agricole particulière
TerUti (3)	[7011] **Lac, bassin, étang** d'eau douce ; [7012] **Eau courante intérieure** ; [7021] **Marais salant** ; [7022] **Estuaire** (largeur> 3km)
LUCAS	[G10] Inland water bodies; [G20] Inland running water; [G30] Coastal water bodies; [H11] Inland marshes; [H12] Peatbogs; [H21] Salt marshes; [H22] Salines; [H23] Intertidal flats
CLC	[411] **Marais intérieurs** ; [412] **Tourbières** ; [421] **Marais maritimes** ; [422] **Marais salants** ; [423] **Zones intertidales** ; [511] **Cours et voies d'eau** ; [512] **Plans d'eau** ; [521] **Lagunes** ; [522] **Estuaires**
IGBP	**Permanent wetlands**
LCCS	[7; 8] **Tree cover, regularly flooded,** fresh or saline water; [15] Regularly **flooded shrub and/or herbaceous cover**

Problèmes

Le Giec, comme pour d'autres termes, définit cette catégorie par élimination, en considérant toute surface en eau ou gorgée d'eau qui n'est pas en forêt, terre cultivée, prairie, artificielle. Pour le Giec, l'identification se fait par défaut, comme après avoir appliqué des masques successifs des autres catégories. Cependant, la définition des zones humides et leur classification n'est pas aisée. Etant donné qu'il n'y a pas de catégorie Giec zone sous les eaux, ici sont mélangées des surfaces constamment immergées, des surfaces régulièrement immergées et des sols gorgés d'eau. C'est donc un terme qui a émergé parce qu'il était pratique pour la gestion de plusieurs types d'espace. La cohérence du terme vient donc de cet aspect, et non d'une cohérence biophysique car il n'existe pas à proprement parler de définition unique et indiscutable du point de vue écologique des zones humides, elles sont surtout définies par des listes de milieux concernés. Cela est principalement dû à la diversité de ces milieux et parce que la différence entre milieux secs et humides représente un continuum (Cowardin, et al 1979), où le caractère humide de certains espaces fluctue en outre dans le temps (par exemple au cours des saisons, sur le temps long ou encore en fonction des variations des niveaux fluviaux ou marins). La principale caractéristique commune reste qu'il s'agit d'espaces dont le sol est toujours ou régulièrement couvert d'eau ou saturé en eau – et où cette caractéristique est le facteur dominant déterminant la nature du sol et les communautés floristiques et faunistiques. Même si ces zones sont théoriquement bien repérables par leurs signatures spectrales caractéristiques (dans le proche et moyen-infra-rouge), La difficulté d'identifier et de suivre de façon cohérente les zones humides, liée à ces problèmes définitionnels et à la nature même de ces espaces, reste un frein important (Vacquie, 2011). Le projet OSO du Cesbio ne souhaite ainsi pas, pour l'instant, créer de classes « zones humides » en raison de ces difficultés

Quelles définitions pour les autres terres ?

Par définition, la catégorie « autres » n'a pas de contenu sémantique intrinsèque. Il s'agit simplement d'une catégorie par défaut permettant d'inclure l'ensemble des terres qui soit ont des caractéristiques bien identifiées mais qui ne correspondent pas à aux catégories précédentes ; ou soit ne sont pas identifiables avec certitude (zones interdites, par exemple). Il n'existe pas de littérature sur cette catégorie car ce n'en est pas une ; en revanche, il existe une littérature sur les différentes sous-catégories qui peuvent s'y référer. Il s'agit principalement des terres nues (sol nu, sable, roches) ou à végétation très rares (mousse…) ou encore à des surfaces enneigées ou à des glaciers. Malgré la diversité des formes potentiellement concernées par cette catégorie, elles présentent une homogénéité

du point de vue du carbone : ce sont des surfaces stockant des quantités très faibles de carbone dans le sol et la biomasse.

Définition du Giec

« *Cette catégorie inclut les sols dénudés, les roches, les glaces et toutes les superficies terrestres qui ne figurent pas dans une des cinq autres catégories.* [Le Giec ajoute une phrase qui justifie l'existence de l'appellation de cette catégorie :] *Elle permet de faire correspondre la totalité des superficies terrestres identifiées à la superficie nationale, lorsque des données sont disponibles.* » (GIEC, 2006).

Problèmes

Il s'agit donc bien d'une catégorie « solde » ou « reste », très pratique mais plutôt typique d'une approche méthodologique de niveau 1. Si la nomenclature est adaptée au pays, alors toutes les possibilités d'occupation du sol sont censées être connues.

Une partition dans laquelle toutes les réalités ne rentrent pas : les terres à usage indéfini

Les espaces transitoires

Les espaces qui présentent le plus de difficultés à être associés à une classe d'occupation sont les zones indéfinies pour lesquels existent des dénominations avec une faible précision sémantique : friches, landes, terrains vagues, zones interdites… c'est-à-dire des espaces difficiles à interpréter thématiquement car il s'agit d'espaces transitoires tant spatialement (zone entre deux occupations claires, marges) que temporellement (terres intermédiaires entre un usage et un autre, entre une occupation et une autre, terrain vacant, abandonné, en cours de reconquête…). La plupart de ces espaces sont inclus dans la définition du Giec de la catégorie « Grassland ». Néanmoins, il peut s'agir d'espaces transitoires entre deux catégories, et pour cette raison, ils sont traités inégalement par les différentes bases de données (Dérioz, 1999). L'utilisation des données sources implique donc une manière de traiter ces espaces incertains et conditionne leur « bonne » traduction dans le système GIEC.

Une approche par élimination.

Afin d'enquêter sur ces espaces incertains, une étude a été menée en Franche-Comté (Boudon, et al. 2015). En supposant que certains espaces étaient bien définis dans certaines bases (la forêt dans la BD Forêt, les espaces bâtis dans la BD Topo, les espaces cultivés dans le RPG…), les espaces restant (ou bien les espaces en conflit) pourraient être considérés comme des espaces potentiellement incertains. L'analyse de ces « lacunes » permet de distinguer d'abord des espaces flous par effet de frontières (espaces linéaires, petits, liés notamment à des écarts d'échelle de numérisation, discontinuités entre couches), ainsi que des erreurs ; autant d'artefacts qui ont un intérêt du point de vue de la qualité spatiale notamment. D'autres espaces lacunaires, cependant, sont supérieurs à 2000m² et représentent 4.6% de la région. Ils ne sont pas ou peu présents en paysages homogènes (grandes cultures, grands massifs forestiers) mais fortement présents en zones montagneuses (estives, prés-bois, déprise) ; en zones humides (étangs, tourbières…) et enfin bord de zone bâtie (zones de culture non déclarée ou de loisir, zones en voie de mutation (enfrichement, artificialisation…). Ces zones, croisées avec les points TerUti, correspondent à 60% à des classes agricoles (non déclaré ou plus exploité ; STH des non exploitants, ce qui souligne les faiblesses du RPG qui ne cartographie pas toutes les parcelles agricoles), à 16% à du bâti (non pris en compte dans la BD Topo), à 15% à des zones semi-naturelles (rochers, zones humides…).

L'incertitude liée à la différence entre utilisation et occupation

Une terminologie multiple issue des traductions officielles.

La terminologie relative à l'occupation et à l'utilisation des terres est ambigüe, d'une part parce que les termes sont souvent traduits à partir de documents anglais (CCNUCC, GIEC, Commission Européenne), et d'autre part parce qu'il s'agit de notions utilisées dans différents contextes, par différents organismes. L'emploi de « terres » (*land*) peut aussi être remplacé par « surfaces », « zones » ou « sols ». « Terres » est le plus général, comprenant à la fois l'idée d'un espace physique et fonctionnel. Le couple sémantique anglais « *land-use* / *land cover* » a pu être traduit de façon transparente par « usage du sol / couverture du sol », mais aussi par les termes d'utilisation et d'occupation. L'utilisation renvoie à l'action de l'homme, modifiant l'environnement. C'est justement cet impact que les inventaires visent à évaluer à travers la variable GES. L'occupation est l'état résultant de cette action – ou d'une absence d'action (Bakker et Veldkamp, 2008). Les différentes nomenclatures peuvent soit proposer une information distincte sur les postes physiques et fonctionnels (ex : TerUti), soit proposer une classification mixte dont les postes font référence aux deux notions (ex : CLC). Dans l'approche UTCATF, c'est l'occupation biophysique qui permet la prise en compte des compartiments carbone mais le référentiel GIEC tient compte de l'usage, pour insister sur les effets anthropiques.

L'occupation

La notion d'occupation des terres, comme indiqué en section 3.1.2, est ici utilisée dans son acceptation la plus courante dans les travaux sur le *global change*, c'est-à-dire comme traduction de *land-cover,* et donc synonyme de couverture du sol (Comber, 2005). L'occupation du sol renvoie à la couverture biophysique ou artificielle du sol (végétation, bâtiments, sol nu, minéral, recouvert d'eau, de glace…). Il ne s'agit pas ici de la notion classique d'occupation du sol comme expression synthétique des caractères d'une portion de territoire combinant la structure de la végétation, l'influence de l'homme (degré d'artificialisation) et la composition floristique (Godron et al, 1968). Au sens actuel de *land-cover*, l'occupation des sols est la structure biophysique du territoire résultant à la fois des conditions pédoclimatiques, de l'historique biophysique, du contexte paysager et des différents usages actuels et passés par les sociétés. Mais c'est ce qui est donné à voir en premier : c'est ce qui est observable, comme on le remarque dans cette définition de la FAO (Di Gregorio et Jansen, 2000) « l'occupation des terres est la couverture biophysique *observée* à la surface de la terre » [nous soulignons]. Cette définition est simple et largement acceptée (Batista e Silva, 2011), mais elle doit cependant être précisée : l'occupation concerne l'ensemble des éléments de surface, biophysique, minéraux, et les constructions anthropiques. Seuls les éléments souterrains sont exclus. Le terme de couverture peut aussi porter à confusion dans la mesure où un sol nu, non couvert, est aussi considéré comme une occupation du sol à part entière.

L'utilisation

L'utilisation (ou usage) renvoie à l'usage par la société d'un espace, cet usage pouvant différencier deux occupations du sol similaires (surface en herbe dans une réserve naturelle, prairie pâturée ou pelouse dans un parc urbain, par exemple). Les catégories d'utilisation reflètent les modes d'appropriation sociale et politique et les modes de production économique d'une société particulière. Le terme affectation est aussi utilisé à la place d'utilisation, même s'il a une connotation légèrement différente car il entraîne l'idée que tout espace doit être approprié activement. L'usage est l'action des acteurs sociétaux, individuels et collectifs, de manière continue ou non, sur une portion de l'espace, de manière à la valoriser, à l'aménager, à en tirer profit, ou à le protéger en tant que territoire. Les trois termes généralement utilisés (utilisation, usage, et affectation) renvoient à cette même idée. L'utilisation des terres a plusieurs définitions selon les disciplines, chacune d'entre elles ayant sa

validité propre (Jansen, 2006). On peut résumer ces différentes définitions en deux approches (Duhamel, 1998) : l'approche séquentielle et l'approche fonctionnelle. L'approche séquentielle est appliquée par la FAO : elle définit l'utilisation des terres comme les projets, activités et apports entrepris par les individus et les collectifs sur un certain type d'occupation du sol pour y produire, pour le changer ou le maintenir (Di Gregorio et Jansen, 2000). L'utilisation renvoie à l'aspect fonctionnel, c'est-à-dire la finalité socio-économique d'un espace (résidentielle, forestière, agricole, militaire…). L'utilisation renvoie à l'utilité d'un espace : dans la plupart des systèmes, cette utilité est purement économique (sans prise en compte, par exemple, des services écosystémiques) et est appelée valorisation, pour marquer la création de valeur économique à partir d'un espace jugé neutre en dehors de ce système de valeurs économique. Ainsi l'espace est considéré comme un produit (Lefebvre, 1974) qu'une occupation du sol est l'objet d'une affectation. L'enjeu des inventaires UTCATF est justement de quantifier les flux de GES dus à l'homme, donc les émissions provoquées par des changements anthropiques *d'utilisation* des terres, mais ce sont les changements d'occupation (qui ont un impact sur les flux de GES) qui en découlent qui sont à comptabiliser.

L'utilisation relève davantage de l'interprétation que l'occupation, observable directement. Néanmoins l'interprétation d'une catégorie prend en compte à la fois des éléments d'utilisation et d'occupation- par exemple, une culture ou une forêt connaissent au cours du temps des modifications importantes de leur couvert végétal, mais la stabilité de l'utilisation au cours du temps permet de considérer l'occupation comme persistante. De même la continuité de l'occupation empêche une prise en compte des changements complexes et subtils de gestion de l'utilisation du sol, sujet encore peu investi (Verburg, et al. 2011).

Un troisième concept : la fonction

Le concept de fonction est issu de diverses réflexions conceptuelles comme les services écosystémiques, la multifonctionnalité paysagères et les fonctions d'usage (Batista e Silva, 2011). La fonction complète l'utilisation et l'occupation, et est définie très généralement comme la capacité d'une terre à pourvoir des biens et des services (Verburg, et al. 2009; Kienast, et al. 2009).

Tableau 3.13. Récapitulatif des différences entre occupation, utilisation et fonction

	Occupation du sol	**Utilisation des terres**	**Fonction du sol**
Possibilité de mixité spatio-temporelle	Les classes sont mutuellement exclusives (certains systèmes comme Teruti autorisent une occupation secondaire)	Possibilité d'une utilisation primaire et secondaire	Une unité présente plusieurs fonctions
Unité de mesure	Pixels, polygones, points d'enquête	Zones (parcelle cadastrale, unité administrative), point d'enquête	Zones (parcelle cadastrale, unité administrative), point d'enquête, unité paysagère
Valeur	qualitative	qualitative	quantitative
Méthode de mesure	Observation directe	Inférence (interprétation), enquête	Inférence (interprétation), enquête, mesures, statistiques

D'après Batista e Silva (2011, p.88).

Le GIEC propose des catégories mixtes, à la fois d'occupation et d'utilisation.

Dans ses lignes directrices pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre, le GIEC (2006), indique que « *les définitions des catégories d'affectation des terres peuvent incorporer les types de couverture terrestre, être basées sur l'affectation des terres, ou faire un mélange des deux* » (vol. 4, chap. 3, section 2). De fait, les catégories imposées par le GIEC mêlent utilisation et

occupation. Le GIEC explique en effet que “les désignations de ces catégories associent la couverture terrestre (terres forestières, prairies, zones humides) et l’utilisation des terres (terres cultivées, établissements, etc.)”. Cependant, les catégories sont nommées catégories d’utilisation « *pour des raisons pratiques* » (GIEC, 2003, p. 2.5). Les grandes catégories proposées restent assez floues pour permettre à tous les pays, dans des contextes biogéographiques extrêmement divers, et avec des outils de suivi différents, de pouvoir s’y référer. Cette imprécision peut entraîner un doute quant au traitement de certains cas particuliers (terres boisées sans utilisation forestière; pelouses d’agrément, agroforesterie où le couvert est boisé mais l’utilisation agricole; prairies avec de nombreux bois épars mais qui ne rentrent pas dans la définition stricte de la forêt, etc.). Pour la catégorie zones artificielles par exemple, sont inclus différents espaces bâtis et non bâtis « *si tant est que ces terres sont associées fonctionnellement ou administrativement avec des villes, villages ou autres types d’établissements* » (GIEC, 2006). Les catégories GIEC sont volontairemlent floues et englobantes, avec des critères discutables, mais elles ont l’avantage de lister explicitement les cas particuliers qu’elles incluent dans les définitions elles-mêmes.

La confusion est généralisée.

Utilisation et occupation sont deux composantes de l’analyse du territoire qui sont à ce point liées qu’elles sont souvent confondues (Batista et Silva, 2011). Selon que l’analyse souhaite décrire ou expliquer, le recours aux catégories d’occupation ou d’utilisation sera priviliégié (Guerin, 2003). Les origines et les implications de la confusion fréquente entre occupation et utilisation sont présentées par Fisher et al (2005). Ces auteurs décrivent les incohérences internes des données qui peuvent exister si les concepts d’utilisation (*land-use*) et d’occupation (*land-cover*) sont combinés dans des classifications booléennes. Cette situation est notamment de à un héritage lié aux demandes des politiques et des institutions qui souhaitent une nomenclature adaptée à leur vision du territoire. Anderson, et al. (1976) admettent ainsi mélanger les deux pour satisfaire des besoins différents des agences; et de l’autre coté une exigence des données de télédétection qui proposent des objets selon la réponse spectrale homogène, donc selon la couverture. Cette confusion rejoint aussi l’utilisation conjointe des expressions « consommation foncière » et « consommation d’espace » dans la législation sur la maitrise de l’urbanisation, qui confond ainsi le phénomène de changement d’occupation (sur lequel il faudrait agir) et celui du changement d’usage (qui est le levier d’action).

Il est possible de séparer les deux après-coup.

Les relations entre occupation et utilisation sont souvent complexes (Cihlar et Jansen, 2001 ; Brown et Duh, 2004), parfois complémentaires, parfois contradictoires (Fisher, et al. 2005) ; mais la volonté de passer de l’un à l’autre a suscité plusieurs travaux (Stewart, 1998 ; Lund, 1999 ; Cihlar et Jansen, 2001, Comber, 2008). Claessens et al. (2009) montrent que non seulement que ‘l’usage définit une occupation’ mais qu’il s’agit de boucles de rétroactions plus complexes. Il n’est pas possible de passer d’occupation à utilisation sans information supplémentaire ou interprétation incertaine. Cependant, certaines données ne séparent pas les deux clairement lorsqu’elles s’intéressent à la fois à l’usage et à l’occupation : il en résulte que leurs systèmes de classification mélangent les deux – solution qui était la plus pragmatique mais qu’il faut bien démêler (Arnold, et al. 2013). La nécessité de séparer utilisation et occupation des terres pour assurer une cohérence dans l’acquisition de données a été démontrée (Di Gregorio et Jansen, 2000 ; Comber, 2008). L’impact de ces notions sur l’hétérogénéité et la qualité des jeux de données est présenté dans la section 3.3.3.

"

3.3.4 L'incertitude liée à la résolution temporelle

Si ton oeil était plus aigu tu verrais tout en mouvement"

Friedrich Nietzsche (fragments posthumes)

Dimension la moins traitée, la résolution temporelle détermine pourtant en partie la détection des changements : quand le changement a-t-il eu lieu pour expliquer la conversion constatée ? Quel est le rythme du changement ? A quelle fréquence l'observer ? Cette dimension reste étroitement liée aux dimensions spatiales et thématiques : une variation observée dans le temps peut en faite n'être qu'une variation dans la classification thématique, ou bien n'être qu'une variation dans la tracé des limites spatiales. Dès lors, la dimension temporelle soulève la question du mode de variabilité temporelle du paysage : les variations de compositions et de configurations ont-elles lieu à une même échelle temporelle ? La dynamique observée à une échelle correspond-elle aussi à une dynamique à une autre échelle ou alors à un équilibre ? Il s'agit de faire entrer dans un cadre mathématique des dynamiques fluctuantes, sujettes à interprétation, et où les caractéristiques anthropiques et naturelles peuvent rendre confus ces changements (Gustafson, 1998). En outre, la dimension carbone apporte sa propre complexité temporelle, avec les concepts de non-permanence, de cinétique à court et long-terme…

Temporalités du paysage et détection du changement.

Dynamiques continues, représentation figée

L'information varie dans l'espace mais aussi dans le temps : les éléments paysagers et l'utilisation des terres peuvent connaitre des fluctuations à des rythmes différents, chaque élément paysager ayant son régime de temporalité (Burel et Baudry, 1999). Les paysages changent continuellement (Antrop, 1998). C'est la fixation d'états qui entraine l'impression de détection d'un changement, par reconstruction. « *Les paysages des cartes postales, des guides touristiques et même des tableaux mettent en images de l'espace en abolissant le temps ou, plutôt, en le figeant dans un instant d'éternelle contemplation. Ce phénomène est à ce point ancré dans nos habitudes que la juxtaposition des images d'un même paysage à quatre saisons différentes nous paraît toujours étonnante, ou que le film en accéléré d'un même paysage au cours d'une journée nous semble saugrenu, voire comique. Or ces deux opérations ne font pourtant que nous rapprocher du rapport que nous entretenons habituellement avec notre environnement visuel. Ce dernier est en effet animé en permanence de cycles temporels, de fugacités, de glissements. L'analyse des temporalités paysagères et de nos travellings visiomoteurs devient dès lors un champ scientifique à part entière. Aujourd'hui, les banques d'images offrent des possibilités nouvelles pour tenter de simuler ces processus spatio-temporels et de préciser ainsi la dynamique de notre vécu paysager* » (Griselin et Ormaux, 2014, p.33)

La perception intuitive pose la question de la calibration des systèmes d'observation, par exemple, l'œil peut être considéré comme l'outil le plus performant pour détecter certains changements subtils : dans un autre contexte (l'observation de surface d'une autre planète), le 'feuilletage' d'images a par exemple été utilisé afin de mieux discriminer des phénomènes temporaires, des configurations éphémères que les systèmes automatiques de détection n'arrivent pas à bien détecter (Hofgartner, et al. 2014). Ce problème de la variabilité temporelle est traité par le GIEC dans le cadre des méthodes des inventaires UTCATF (GIEC, 2013).

Le changement : un phénomène temporel

La notion de changement correspond ici à la conversion, au passage d'une catégorie à une autre. Cela suppose que le territoire peut changer d'une part et qu'il ne change pas complètement d'autre part. Le changement est l'exception à surveiller, dans son acceptation stricte de *conversion de catégorie*, sinon, dans un sens écologique plus large le changement est perpétuel et universel. La situation de normalité est celle de la continuité[1]. Un système de suivi du changement doit donc aussi être jugé sur sa capacité à suivre la continuité, et ne pas détecter des changements là où il y a persistance d'une catégorie (). Ce qui est étudié n'est pas seulement le changement en tant que tel, mais son évolution au cours du temps, dans l'espace, et du point de vue du processus. Ainsi, nous allons étudier le changement du changement. En somme, le changement est un terme adapté pour décrire les évolutions des pratiques sociétales, économiques, sur l'environnement. Ce changement entraine une réponse du milieu. (Lambin et Meyfroidt, 2010). Lorsque que le territoire change de façon plus spontanée, on aura plutôt tendance à parler d'évolution.

La persistance n'est pas synonyme d'absence de dynamique temporelle

La persistance correspond à première vue à l'absence de changement, mais cette appellation est trompeuse car il s'agit plutôt de surfaces dont la catégorie d'origine et la catégorie de destination sont identiques à deux dates. A priori, dans la plupart des cas, il y a identité réelle et persistance du même état entre le t1 et le t2. Mais il peut tout aussi bien s'agir d'une surface qui a changé d'état entre les deux moments d'observation; ou bien d'une surface qui a changé d'occupation et/ou d'utilisation, mais qui continue d'appartenir à la même catégorie. Dans le premier cas, la persistance estimée est tributaire de la fréquence temporelle de l'observation du territoire, qui peut être de plusieurs années. Dans le second cas, la persistance estimée est tributaire d'une nomenclature assez générale pour ne pas prendre en compte certains changements. Dans les deux cas, il s'agit d'une forme d'impossibilité à saisir certains changements qui est prédéfinie par les caractéristiques des données, et donc qui est prévisible. Cette cécité sélective n'est pas forcément négative, puisque ni le changement ni la persistance en soi ne sont prioritaires ou préférables à détecter.

Deux degrés de changement: la conversion et la modification.

Les évolutions de l'occupation et de l'utilisation des terres se répartissent selon deux catégories (Coppin, et al 2004): la conversion, qui décrit le passage/ remplacement d'une surface d'une catégorie à une autre); et la modification, qui représente une évolution subtile au sein d'une même classe suite à un changement affectant certains attributs physiques ou fonctionnels, sans entrainer une nouvelle classification (par exemple, le passage d'une culture en sec à une culture irriguée ; ou d'une forêt à une coupe claire). Dans les inventaires UTCATF, seules les conversions doivent être comptabilisées, il est donc nécessaire de distinguer de simples variations de pratiques de véritables changements, ce qui n'est pas une tâche évidente. Par exemple, les coupes à blanc sont depuis longtemps perçues comme de la déforestation, selon un biais culturel (Fourchy, 1944). Les différents systèmes d'observation ne vont pas interpréter de la même façon ces changements subtils et ces variations de gestion, à la fois spatialement (détection de modifications internes aux espaces homogènes), temporellement (détection d'étapes intermédiaires) et sémantiquement (possibilité de renseigner une classe correspondant à une modification subtile)[2]. Un troisième cas de persistance apparente est possible : une surface qui connait des modifications subtiles mais continues et qui, en atteignant un certain seuil, finiront par être détectées comme changeant (ce changement sera détecté comme brutal, ponctuel). Il peut y avoir des modifications subtiles continues aboutissant à une

[1] La surreprésentation des espaces persistants pose justement des problèmes pour juger la pertinence des systèmes à bien détecter les changements (voir section 3.1.2).

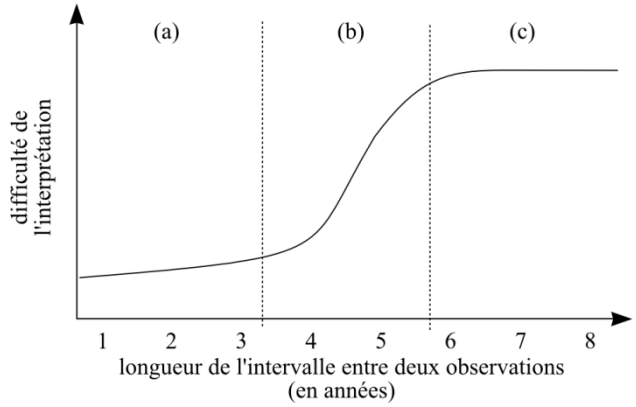
[2] Le problème du « découpage » temporel rejoint directement les problèmes de délimitation spatiale et de distinction thématique évoquées plus haut dans ce chapitre, et expriment des idées similaires.

conversion, mais à l'inverse une conversion entre classes proches sans beaucoup de modifications visuelles. La notion de seuil à partir duquel détecter un changement a été mobilisée depuis longtemps en géographie physique, notamment pour distinguer temps court et temps long des processus géomorphologiques (Brunet, 1965).

La résolution temporelle : le pas de temps

Le phénomène perçu dépend aussi du pas de temps avec lequel on l'observe. Le moment où l'objet est observé influence aussi la perception que l'on peut avoir du phénomène (Lund, 1999 ; Bordin, 2006). Par exemple, la saisonnalité, qui modifie au cours de l'année l'aspect visuel et la réflectance des mêmes surfaces et objets d'occupation du sol est un problème identifié depuis longtemps (Steiner, 1966). Une donnée annuelle est suffisamment fréquente pour enregistrer certains variations (urbanisation…), pas assez pour des changements cycliques (rotations culturales…) et trop fréquente pour ne pas surestimer ou surinterpréter des changements (défrichement…). Le moment où l'objet est observé influence aussi la perception que l'on peut faire du phénomène (Bordin, 2006). La technique d'observation (satellite, enquête de terrain, statistique administrative) est aussi un biais important. Dans tous les cas, il faut rappeler que le phénomène n'est jamais observé directement mais qu'il est reconstruit à partir de séries d'objets fixes. Il y a deux grands types de détection des changements : la détection bi-temporelle (comparaison entre deux dates), la plus courante, et l'analyse de trajectoire (analyse sur plusieurs dates, voire en continu) (Coppin et al., 2004). La question n'est pas réglée dans la littérature : doit on observer le plus souvent possible ou selon un pas de temps large ? L'idée la plus intuitive et couramment admise est que est que les changements sont subtils, et donc plus la résolution temporelle d'observation est fine (plus la fréquence d'observation est élevée) et plus le suivi des changements est pertinent car on peut interpréter les dynamiques à l'œuvre. A long terme, à l'inverse on ne peut que constater des conversions, des classes nouvelles sans avoir pu suivre les dynamiques à l'origine de leur création (Perdigão et Annoni, 1997), comme l'illustre le schéma ci-dessous.

Figure 3.14 Résolution temporelle d'observation et interprétation des changements



D'après Perdigão et Annoni (1997, p.88). On distingue 3 périodes : (a)détection de tous les changements ; (b) détection des dynamiques de long terme uniquement ; (c) détection des conversions définitives et non des changements intermédiaires.

A l'inverse, selon la théorie hiérarchique et la dépendance d'échelle, le pas de temps court n'est pas forcément le plus pertinent. En effet, à échelle fine, un système détecte des phénomènes qui ne sont pas extrapolables à une autre échelle (Wiens, 1989 ; Baudry, 1992). Lund (1999) considère aussi le cas où une observation trop régulière empêche de détecter des modifications fines et de voir à long terme que ces modifications cumulées aboutissent à un changement. En d'autres termes,

l'échantillonnage temporel du flux de l'évolution paysagère entraîne potentiellement des biais dans la quantification des changements, soit un effet de surestimation, soit de sous-estimation. Nous reviendrons sur ce débat au chapitre 6 afin de tester ces hypothèses sur des données hétérogènes.

Outils et techniques d'analyses quantitatives des motifs temporels

Chaînes de Markov

Le modèle des chaines de Markov est une technique d'analyse courante de la stabilité temporelle des changements observés ou modélisés (voir 3.1.1). Il consiste à décrire une matrice de transition renseignant la probabilité conditionnelle de changement d'une terre passant de la catégorie i au temps t vers la catégorie j à t+1 (Burnham, 1973 ; Bell, 1974 ; Van Hulst, 1979). Cette approche est utile pour traiter le caractère multidirectionnel des changements d'occupation du sol (une catégorie peut théoriquement être convertie dans toutes les autres à tout moment) (Muller et Middleton, 1994). Elle met en avant les relations temporelles entre dynamiques : l'état d'un temps t est issu d'un changement et permet le changement suivant : il y a ainsi relation de dépendance entre changements qui se suivent dans le temps (Bell, 1974 ; Jahan, 1986 ; Bourne, 1976) Dès lors, toute comparaison entre changement intervenant au sein d'une période de temps et changement intervenant dans une autre est statistiquement invalide : pour comparer ces dynamiques mesurées dans chaque période discrète elles doivent être modélisées de manière à les rendre indépendantes les unes des autres. En outre, à partir du moment où un processus de changement d'occupation du sol est modélisé (par exemple comme un processus markovien), il est possible d'en spécifier les facteurs de stabilité et de prédire à quel horizon temporel ce processus atteint un niveau d'équilibre, même théorique (Jahan, 1986). Les chaînes de Markov sont ainsi utilisées en fouilles de données temporelles d'occupation du sol (Lazrak, et al 2009 ; Mari, et al 2010).

Les analyses de stabilité et d'intensité

La technique des « *paneled-pattern metrics* » présentée par Crews-Meyer (2002) permet de caractériser la stabilité relative des dynamiques temporelles des changements d'occupation du sol, de manière à ramener les dynamiques de changement à l'échelle pertinente, conformément à la théorie hiérarchique. Les outils d'analyses des matrices de changements développés par Pontius (Aldwaik et Pontius, 2012 ; Enaruvbe et Pontius, 2015) permettent aussi de mesurer le caractère dit « non-stationnaire » des changements dans le temps, en ramenant les analyses de changement par intervalle de temps à une analyse relative d'intensité.

L'analyse triadique partielle

L'analyse triadique partielle (*Partial triadic analysis ou PTA),* issue des analyses multi-tableaux en écologie factorielle (Thioulouse et Chessel, 1987) permettent de traiter les séries temporelles de matrices, en les analysant simultanément avec des analyses en composantes principales de manière à mesurer leur stabilité temporelle (Mizere, et al. 2013). La mise en œuvre de cette technique permet d'évaluer les trajectoires d'évolution des différentes variables d'un paysage (Ernoult et al, 2006).

Conclusion du 3.3

L'incertitude relative à la classification de l'occupation du sol, à la détection, la caractérisation et la quantification des changements d'occupation est le résultat des multiples jeux d'interactions entre niveaux d'échelle et méthodes de détection (tableau 3.14).

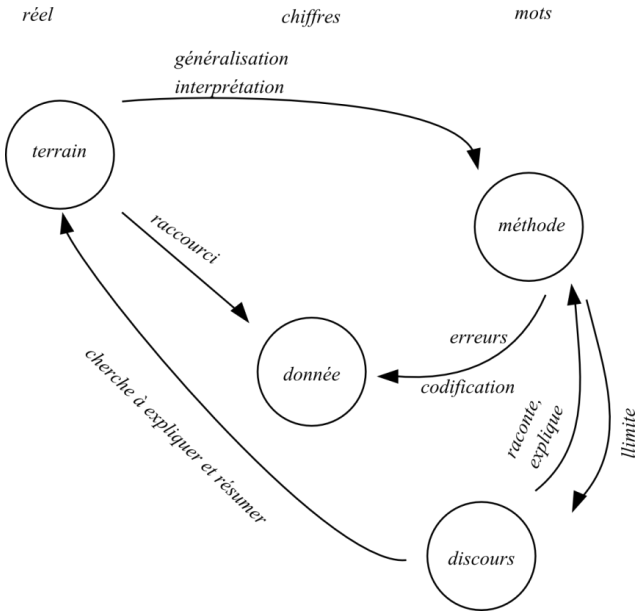
Tableau 3.14 récapitulatif des interactions entre échelle et incertitude

		échelle		
		spatiale	**thématique**	**temporelle**
incertitude	**Complexité du terrain**	Effets de frontières	Surface mixtes, paysages complexes	Rythmes biophysiques, cycles de gestion
	Limitations des moyens de détection des changements	Unité minimale détectée	Résolution spectrale	Fréquence d'observation
	Résolution du suivi des changements	Unité minimale cartographiée	Protocole de classification, nomenclature	Dates de référence des données produites

Pour chaque dimension d'échelle, les différences entre le terrain réel (objet d'observation), le terrain nominal (objet conceptualisé) et la donnée (objet produit) sont autant d'espaces de transition entre deux modes de représentation, et sont les lieux de l'incertitude. Dans le cas de l'observation de terrain par un enquêteur, la résolution spectrale est celle de l'œil humain, c'est-à-dire le visible. Les limites du système d'interprétation correspondent plus ou moins aux échelles des objets et des phénomènes que l'on souhaite suivre.

Nous examinerons dans le chapitre suivant les différentes données disponibles, en gardant à l'esprit qu'elles ne reflètent pas directement la réalité du terrain mais que l'information qu'elles portent est le résultat de multiples transformations et conceptualisations (fig. 3.15). En cela, il convient de ne pas raisonner en termes de fidélité à la réalité mais plutôt de choisir les compromis les plus pertinents pour retranscrire cette réalité.

Fig 3.15. Transformation de l'information du terrain au discours



Cette figure représente les quatre différents niveaux qui se mêlent lorsqu'on évoque les changements d'occupation des sols : le niveau du terrain, le niveau nominal, c'est-à-dire la donnée parfaite qui serait produite selon les spécifications de la méthode de production, la donnée effectivement produite, imparfaite, et enfin le discours qui se base à la fois sur les trois niveaux précédent et peut ajouter des dimensions qualitatives à l'information initiale.

3.4 Hypothèses et enseignements de l'état de l'art

3.4.1 Qu'implique cet état de l'art pour nos recherches ?

Replacer l'inventaire UTCATF dans une approche géographique

Tout d'abord, il apparaît que la science de l'occupation du sol est une science éclatée. L'approche liée à l'inventaire UTCATF et au suivi des flux de GES, telle que décrite dans les chapitres 1 et 2, entraîne une concentration du regard sur la quantification des flux biogéochimiques et sur l'approche comptable de la composition paysagère. Le point de vue géographique permet de mobiliser dans ce contexte un ensemble de concepts, de réflexes et d'outils issus de différents mouvements disciplinaires (configuration paysagère, jeux d'échelle, analyse sémantique, analyse d'intensité, trajectoires…) afin de prendre en compte la complexité des dynamiques, des facteurs en jeux et de donner du sens à l'approche purement quantitative.

Abandonner l'idée d'une référence absolue

L'état de l'art a permis de démontrer l'absence de référence unique pour appréhender le territoire et pour mesurer ses changements, autrement dit l'impossibilité d'avoir un référentiel unique et juste, une vérité standard à l'aune de laquelle évaluer toute donnée. Il n'y a pas de donnée absolument fiable ni même de vérité-terrain mais un ensemble de modes de représentation, d'approches quantitatives et de filtres interprétatifs qui reflètent la réalité selon des modalités spatiales, temporelles et thématiques particulières. Cette reproblématisation nécessite de passer d'une comparaison entre « données » et « vérité » (critère de précision) à une comparaison entre une estimation et un terrain nominal (critère de pertinence). On note un paradoxe entre la nécessité de la généralisation et la volonté d'exactitude, entre d'un côté la logique de la cartographie (ou de la mise en donnée) et de l'autre la logique de l'inventaire (approche comptable), deux logiques ayant différents fondements idéologiques, conceptuels, méthodologiques, deux visions de l'espace et du territoire. Ces deux approches traitent à leur façon l'objet « occupation du sol » mais n'ont en réalité pas la même représentation de cette réalité. Ces deux exigences sont irréconciliables : la mise en donnée entraine une simplification et donc un reflet biaisé de la réalité. Il ne suffit donc pas d'identifier une donnée de référence absolument exacte. Il ne suffit pas non plus d'agréger un maximum de données pour consolider les estimations et pour réduire cette incertitude : au contraire, les données sont souvent incohérentes entre elles et leurs incertitudes se cumulent. Dès lors, l'idée de compromis est centrale : soit une donnée est choisie comme référence imparfaite, mais dont on mesure au mieux les incertitudes et les biais quant à la détection des changements ; soit un ensemble de données complémentaires sont intégrées afin de tirer parti des qualités de chacune tout en veillant à ne pas recréer de nouveaux artefacts.

Privilégier la pertinence et non la précision

Pour améliorer et consolider précisément les estimations annuelles à l'échelle nationale, on ne peut pas uniquement s'appuyer sur la connaissance fine des dynamiques ni sur la compilation de bases de données différentes, car la vérité sur ces dynamiques sera toujours brouillée par les limitations des systèmes d'observation. C'est donc vers une investigation fine des causes de ces incertitudes qu'il faut se diriger, et non vers la création d'une nouvelle donnée qui proposerait une valeur plus fiable. Il n'est pas possible de créer une donnée parfaite qui aurait moins d'incertitudes que les autres. En revanche, il est possible de documenter les paramètres de ces différentes données, d'apporter des données en tant

que complément et non que supplément, en observant des éléments qui ne sont pas pris en compte –ou mal pris en compte – par les bases disponibles. Il s'agit de comprendre comment ces différentes statistiques, produites selon des méthodes précises, simplifient le territoire réel et en proposent une vue sous un certain angle. C'est en analysant l'incertitude tout au long du processus de création de la donnée et selon plusieurs dimensions qu'on peut proposer une modélisation/ agrégation qui permette d'améliorer la pertinence au regard de l'enjeu carbone. Ainsi, il nous faut analyser comment les différentes incertitudes inhérentes à la détection des changements d'occupation du sol sont liées aux différents niveaux de précision, aux différentes dimensions de la résolution (spatiale, thématique et temporelle). Or les inventaires UTCATF sont régis par un idéal de précision : plus les résolutions sont fines, plus les valeurs sont censées être proches de la réalité. Or l'état de l'art suggère bien que plus l'observation est fine, plus elle détecte des changements ; et que l'échelle nationale visée par les inventaires n'est pas forcément l'échelle d'observation la plus fine. Privilégier la cohérence générale à l'enregistrement de toutes les variations particulières, privilégier l'échelle pertinente pour ne pas extrapoler à une échelle nationale des dynamiques observées à une échelle locale, c'est d'une certaine manière remettre en cause en partie les lignes directrices du GIEC quant à la bonne méthodologie à mettre en place pour les inventaires UTCATF. Cette remise en question devra s'appuyer sur des expériences particulières pour démontrer ces effets d'échelle.

3.4.2 Les prochaines étapes qu'implique cet état de l'art

Analyser finement les données et leurs métadonnées (chapitre 4)

Cet état de l'art nous oblige à prendre en compte le fait qu'à travers chaque base de données se dessine une ontologie, une vision du monde, un système d'interprétation du territoire, de sa complexité spatiale et temporelle. Les métadonnées indiquent les choix techniques ayant permis la création d'un produit, mais ne font que refléter indirectement cette vision du monde qui explique pourtant beaucoup de choix méthodologiques, normatifs, notamment dans la classification. Nous verrons que les données sur l'occupation du sol ont été compilées par des agences différentes selon des méthodes parfois radicalement différentes. Cela permet de relativiser la portée de ces informations produites : il s'agit d'un savoir situé plutôt qu'une donnée. L'analyse fine des données permettra de mieux comprendre si une donnée, certes pertinente pour mesurer régulièrement l'occupation du sol à une certaine échelle, est toujours pertinente pour mesurer les changements bruts ayant un impact sur les flux de GES. Les données ne sont pas critiquables en soi mais relativement à l'objectif prévu. Le chapitre 4 vise donc à recenser les données disponibles, à constater leurs désaccords (du point de vue spatial, de l'ampleur des changements, de leurs qualités) et à mettre les résultats de ces comparaisons en lien avec leurs métadonnées et leurs modes de représentation des dynamiques spatio-temporelles.

Recourir à la compréhension des dynamiques elles-mêmes (chapitre 5)

Les données nous permettent d'estimer et de reconstruire les dynamiques à partir des conversions constatées entre différentes classes d'occupation du sol. L'état de l'art nous indique que l'analyse temporelle la plus fine pour comprendre ces variations consiste à prendre en compte le changement en tant que processus, que trajectoire, dans une perspective dynamique et non seulement comme résultat statique. Autrement dit, un changement de perspective nous oblige à ne pas partir des états mais des changements, ne pas les déduire mais les suivre. Ainsi, au lieu d'observer l'intégralité d'un territoire, il est possible de se concentrer, du moins le temps de l'analyse, uniquement sur le suivi de processus bien définis, partant du principe qu'il y a des dynamiques bien identifiées mais qui restent mal quantifiées. Il s'agit donc de déterminer l'échelle des différents changements eux-mêmes, afin de calibrer les systèmes de suivi, là où les différentes approches vont en partie les surestimer ou

les sous-estimer. Dès lors il s'agira dans le chapitre 5 de nous détacher d'une approche purement quantitative en prenant aussi en compte une approche par processus, en s'inspirant des analyses par trajectoires de changement des territoires (intensification, dégradation, aménagement, renaturation). Une telle typologie repose là-aussi sur des présupposés et sur une vision du monde, mais elle permet de justifier qu'un paysage peut évoluer selon une tendance lourde tout en connaissant un ensemble de petits changements parfois contradictoires et dont la mesure est incertaine.

Mettre en place des protocoles pour évaluer les sources d'incertitude (chapitre 6)

La multiplicité des sources d'information sur l'estimation des changements d'occupation du sol nous oblige à intégrer les complexes dimensions de l'incertitude afin de comprendre les causes de leurs divergences et incohérences. La question des échelles et des niveaux de résolution, comme le montre l'état de l'art, nous permet d'orienter différents protocoles expérimentaux visant à discriminer les facteurs méthodologiques influençant la détection des changements d'occupation du sol. Le fonctionnement multiscalaire du paysage et le comportement fractal des formes observées nous permet de justifier la recherche de la pertinence des variabilités spatio-temporelles observées : cette variabilité est-elle de l'ordre de la construction de donnée, de l'artefact ou bien est-elle de l'ordre de l'organisation du monde, de la réalité du paysage et des formes spatio-temporelles ? Cette dimension de recherche nous permet d'asseoir nos réflexions sur la validité et la pertinence des estimations sur les changements d'occupation du sol dans un autre contexte que celui de l'enjeu carbone : la compréhension de la complexité spatio-temporelle des dynamiques paysagères. Cette remise en perspective nous permet de revenir sur les présupposés initiaux du sujet, qui découlent du contexte des inventaires UTCATF, à savoir : une attention portée sur la composition (au lieu de la configuration), sur les surfaces (au lieu des marges, des limites) ; sur des objets clairs (au lieu d'éléments flous) ; sur la détection après coup de changements (au lieu du suivi de trajectoires) ; sur les précisions les plus fortes (au lieu des échelles les plus pertinentes) ; sur des catégories simples (au lieu de classes sémantiques complexes).

Nous formulons l'hypothèse que ces erreurs ne sont pas purement méthodologiques mais que, quelle que soit la méthode, des erreurs sont liées au paysage réel. Autrement dit, cette hypothèse exclut la possibilité d'une méthode pouvant suivre parfaitement et sans biais les dynamiques d'occupation du sol. La nature hétérogène, et, plus précisément, la présence d'éléments ponctuels et linéaires (EPL) limite nécessairement l'approche de quantification surfacique. La variation de sensibilité des systèmes d'observation à cette hétérogénéité explique en partie la variabilité de l'incertitude des données issues de ces systèmes. Cette complexité spatiale s'exprime aussi en termes de richesse thématique. Cette complexité spatiale est aussi temporelle, attendu que ces EPL connaissent des modifications et des conversions au cours du temps et que les formes actuelles reflètent encore les formes passées, le paysage étant perçu comme palimpseste. Ces EPL sont perçus comme un ensemble d'objets distincts, *d'individus*, qui viennent brouiller le suivi des surfaces perçues comme ensembles, comme *masses* plus ou moins homogènes. Les EPL n'entrent pas dans le paradigme de la mosaïque de surfaces homogènes induit par l'approche UTCATF : ils en sont des éléments perturbateurs, une des causes du bruit. Ces EPL sont particulièrement centraux dans la mesure où ils ont aussi un sens du point de vue carbone. Nous faisons ainsi l'hypothèse que pour gagner en certitude, il ne faut pas partir des surfaces mais justement observer ce qui ne rentre pas dans ce cadre, ou ce qui y rentre mal, tout ce qui était considéré comme non signifiant et dont l'incertitude pourrait se révéler significative.

Afin de vérifier cette hypothèse, différents protocoles vont être mis en place. Des analyses et expériences auront pour but d'estimer le poids des facteurs spatiaux, thématiques, temporels, et statistiques des systèmes de suivi. Ces protocoles d'évaluation de l'exactitude des méthodes utilisées passent par le retour au terrain, en s'interrogeant sur la validité de cette posture et en prenant en compte la complexité paysagère comme piste pour identifier les sources d'incertitudes ; ainsi que par

des simulations pour isoler les facteurs d'incertitude, les effets méthodologiques les faux changements, les artefacts et anomalies et démontrer leurs impacts.

Proposer une approche multi-source par intégration (chapitre 7)

L'état de l'art a permis de montrer que les données, une fois bien analysées, peuvent être complémentaires, à condition de les intégrer et non de simplement les agréger. Il s'agit donc de trouver un référentiel spatial, temporel et thématique commun afin de les rassembler dans ce cadre. Le référentiel spatial visera à constituer une grille à l'échelle la plus pertinente au vu des besoins et des résolutions des données. Le référentiel temporel prendra en compte les conclusions des analyses de la temporalité des changements. Enfin, le référentiel thématique nous amènera à trouver un cadre sémantique commun et pertinent pour le carbone. Sur ce point, il nous faut privilégier dès à présent l'approche « occupation » sur l'approche « utilisation ». Les deux approches ont leur logique et sont en partie pertinentes pour suivre les changements anthropiques, néanmoins d'un point de vue biophysique il est préférable de conserver une approche « occupation », qui permet en outre de trouver un dénominateur sémantique commun entre données disparates. Dès lors, les grandes catégories du GIEC, qui ne distinguent pas clairement ces approches, devront être remplacées par un système plus cohérent.

L'intégration de sources indépendantes passe par la définition d'un cadre d'interopérabilité d'un point de vue spatial, temporel et thématique. Ce système doit être le plus souple possible, thématiquement en privilégiant les correspondances multiples entre classes et les classifications par probabilité ; spatialement en privilégiant une grille permettant de ne pas prendre en compte des variations de frontières, ou bien en privilégiant un squelette de partition maintenue constante ; enfin temporellement en établissant des règles de prises en compte des changements selon des périodes correspondant au signal–temporel type d'une conversion.

Ce cadre d'intégration pourra prendre la forme d'un modèle d'ajustement et ou de consolidation des données, de manière à pouvoir réestimer les changements tout en réduisant les confusions et les erreurs méthodologiques, en s'appuyant notamment sur les concepts d'ensembles flous et sur les approches d'intégration de données hétérogènes évoquées dans l'état de l'art.

Conclusion du chapitre 3

La science consacrée à ce que l'on peut résumer aujourd'hui avec le terme générique d'*occupation du sol* est ancienne et ses formes historiques, marqués par la pluridisciplinarité, ont enrichi et façonné les approches actuelles du suivi et de la quantification des paysages. Les différentes méthodes qui ont été mises en place pour effectuer ce suivi émanent de contextes très différents et répondent à des enjeux divers. La mobilisation de ces méthodes dans le contexte très spécifique des inventaires d'émission de gaz à effet de serre permet de questionner sous un angle particulier les avantages et les limites de ces techniques. Si certaines méthodes sont incontournables (échantillonnage, photo-interprétation, classification d'images satellites…), d'autres méthodes, parfois émergentes, dessinent de nouvelles possibilités (information géographique volontaire, méthodes automatisées…). Malgré la diversité de ces méthodes, les sources d'incertitude pour l'estimation des changements d'occupation du sol restent toujours liées aux erreurs, aux limitations techniques et aux niveaux de résolution spatiale, temporelle et thématiques des dispositifs. La revue de littérature permet de mobiliser un vocabulaire spécifique qui enrichit le corpus méthodologique des inventaires UTCATF.

Ces différentes méthodes ne se résument pas à des différences d'approches techniques, statistiques. Elles font écho à des choix de représentation de l'espace, à des systèmes de pensée, à des organisations techniques et politiques et à des stratégies de suivi adaptées à des besoins précis : par exemple, les statisticiens ayant développé des techniques d'échantillonnage territorial, notamment utiles pour le suivi précis des espèces cultivées, ont pu être réticents au développement de méthodes spatiales comme Corine Land Cover, moins précis sur certains critères[1].

[1] G. Jaffrain, communication personnelle

PARTIE II

ANALYSE DES DONNÉES

Chapitre 4

Evaluation des jeux de données disponibles

Les données sont des mesures déjà réalisées du territoire, produites selon des spécifications bien précises. Il s'agit donc de les analyser comme produit, et non comme matériel brut. Nous recensons ici les bases mobilisables et leurs caractéristiques, de leur vision du territoire à leur élaboration technique. Cette revue exhaustive a pour objectif de constituer une liste de référence des bases de données utiles à l'analyse de l'occupation des terres en France.

Dans ce chapitre, nous allons renseigner l'ensemble des données compilées et analysées dans la thèse, mais aussi lister d'autres données, non utilisées ou non disponibles. L'objectif est de dresser un état des lieux des données existantes ou en projet qui peuvent être utiles au suivi des changements d'occupation des terres en France métropolitaine ou dans une région seulement. Il s'agit d'évaluer leur qualité, de les comparer, d'en analyser la méthodologie, les présupposés, ce via une analyse critique de leurs métadonnées. Nous étudierons en particulier deux éléments clés pour nos recherches : leurs capacités respectives à bien détecter les paysages et leurs changements (détecter les éléments pertinents, ni sous-détecter ni sur-détecter) et leur pertinence vis-à-vis des besoins de l'inventaire carbone.

Ce chapitre n'a pas seulement pour but d'évaluer les limites et la pertinence des données comme des éléments neutres mais d'éclairer les choix, les modes de production, la vision du monde et les stratégies à l'origine de la création de ces informations, et les effets de ces choix sur la pertinence des données.

Après l'évaluation de chaque donnée d'après des critères principalement intrinsèques, une évaluation externe par comparaison de jeux de données permet de mettre en avant les caractéristiques des désaccords. S'agit-il de différences d'appréciation des catégories complexes, des éléments spatialement fins, des dynamiques temporelles courtes ? Le constat d'une apparente incomparabilité des sources laissera place ensuite à une analyse des sources d'erreurs, de sous-détection (omissions, faux négatifs) et de sur-détection (commissions, faux positifs) des changements afin de passer d'une analyse absolue (où est la valeur vraie parmi les estimations ?) à une analyse relative (chaque estimation a son domaine de validité), et, in fine, de répondre à la question : est-ce que les divergences sont plus fortes que les convergences ?

4.1 Principes, définitions et méthodes

4.1.1 Qualité de la donnée, pertinence de l'information

Donnée est un terme central dans cette thèse. Mais que signifie-t-il clairement pour notre sujet ? Il faut aller creuser les définitions techniques mais aussi plus politiques de ce qu'est une donnée pour saisir l'importance de penser la donnée comme construite, porteuse d'une ontologie par les producteurs et ensuite comme une source par les utilisateurs, et ces deux visions peuvent être contradictoires.

Donnée, jeu de données, information, statistique : l'approche technique

La donnée, le donné.

Un problème majeur posé par la donnée est son acceptation comme « source » alors que la source est la réalité et que la donnée est déjà une interprétation, la donnée décrivant au mieux le terrain nominal qui reflète d'une certaine manière le terrain réel (Bel hadj Ali, 2001). La donnée a le sens de « *ce qui est connu ou admis comme tel, sur lequel on peut fonder un raisonnement, qui sert de point de départ, de point d'appui* » (Larousse). Cette idée de point de départ reconnu objectivement est au cœur de l'enjeu de l'utilisation de ces données par les institutions publiques, en particulier au service d'objectifs tels que l'aménagement du territoire ou l'atténuation du changement climatique, où les données permettent de « *créer des consensus autour des constats et des enjeux* » (de Sède-Marceau, et al. 2011, p.118). La production en continu de cette donnée permet alors de mettre en cohérence des décisions politiques sur le territoire en les plaçant face à un « *espace géographique de référence* » (ibid.).

Les données et les statistiques

Au sens technique, la donnée est une représentation conventionnelle d'une information en vue de son traitement informatique. Il y a plusieurs niveaux d'interprétation des données, les données brutes sont lisibles par un programme informatique mais pas par un être humain, il est nécessaire de traduire au minimum ces données brutes pour y lire une information, passer d'un langage informatique à un langage humain : la donnée est l'information produite par un système, une interprétation issue d'un traitement de ces données. Les données brutes issues de télédétection satellitaire ne sont pas directement lisibles, il est nécessaire de les traiter pour disposer de données exploitables. D'autres jeux de données ne sont pas accessibles à leur niveau le plus brut[1]. Pour l'occupation du sol en général, les cartes et données d'échantillonnage fournissent une information sur ce qui se trouve à tel endroit à tel moment. Les valeurs disponibles (par exemple la part que représente telle catégorie dans le territoire…) sont des résumés statistiques, des résultats de traitements (même simples). Dès lors, on peut affirmer qu'il n'existe en réalité parmi l'ensemble des sources existantes que très peu de données sur les changements d'occupation des sols, de protocoles produisant directement une information sur une dynamique[2] et non pas une succession d'états.

Donnée, série, jeu.

Dans une approche technique, comme celle prônée par la directive INSPIRE[3], une donnée est une information unique (par exemple, un objet, un polygone, un pixel) ; un ensemble de données

[1] C'est le cas de TerUti.

[2] La *dynamique* rassemble à la fois la *cinématique* (succession d'états) et le *processus* (logique générale à l'œuvre). voir chapitre 5, section 5.1 et Glossaire.

[3] Directive 2007/2/CE du Parlement européen et du Conseil du 14 mars 2007 établissant une infrastructure d'information géographique dans la Communauté européenne (« INSPIRE »).

(rassemblées par exemple au sein d'une couche d'information géographique) est une série de données ; un jeu de données (ou ensemble de séries de données) rassemble plusieurs séries de données aux caractéristiques communes (même producteur, structure, périmètre spatial, etc.). L'ensemble des sources citées dans ce chapitre correspondent à des jeux de données. Ces jeux de données peuvent être traités au sein de bases de données.

Au-delà de la donnée, la métadonnée

La structuration des données au sein d'une infrastructure de production d'informations géographiques oblige à considérer chaque jeu de donnée comme porteur de caractéristiques qu'il convient de renseigner. Les métadonnées, c'est-à-dire les données sur les données, renseignent sur la construction, les contraintes d'usage, la qualité et la pertinence d'une source afin d'aider les utilisateurs à la comprendre, l'analyser et la comparer avec d'autres (ISO, 2003). En particulier, les métadonnées des données géographiques renseignent des indicateurs quantitatifs de précision (de la position, de l'attribut, cohérence logique, exhaustivité, sources des informations) mais oublient généralement la dimension sémantique (Comber et al, 2010a).

Données spatio-temporelles.

Notre travail traite essentiellement de données spatio-temporelles, c'est-à-dire une information ayant une dimension spatiale (emplacement renseigné au mieux par des coordonnées géographiques, sinon par une appartenance à une unité territoriale), temporelle (information valide pour une période de temps déterminée ; même si cela peut être flou, car cette période n'est généralement que déduite de la date de la couche (Peuquet, 1994)). De plus, une information valable pour le moment où elle est acquise est généralement extrapolée de manière à couvrir la plage temporelle séparant les différentes dates : autrement dit, une information temporelle discrète est transformée en valeur continue. Cette pratique courante est un abus. Les données d'occupation du sol s'expriment selon trois dimensions primordiales : l'espace, le temps et le thème (Peuquet, 1994 ; Bousquet, et al. 2013). Les différentes sources présentées dans ce chapitre renseignent plus ou moins précisément ces dimensions.

La donnée, résultat d'une interprétation plutôt que source : le rôle des producteurs

Une donnée est le résultat d'un protocole, souvent normé, d'interprétation du monde. Les métadonnées ne renseignent pas sur le contexte culturel, économique, épistémologique à l'origine du protocole lui-même (Comber et al, 2004). De manière générale, les données divergent car le monde réel est infiniment complexe, et les données sont des représentations particulières de cette réalité, par divers processus d'abstraction, d'agrégation, de généralisation, de simplification de l'information… Ces données sont construites par des choix (précisés ou non). En l'occurrence, la production de données sur l'occupation du sol relève d'une mise en nombre du monde physique, de l'environnement, de l'espace, selon un protocole parfois coûteux. L'intervention souvent nécessaire des pouvoirs publics dans cette production rappelle que la donnée en tant que produit stratégique peut être un instrument de pouvoir, et que la statistique est un élément de la production et de la définition de l'Etat (*status*) (Desrosieres, 1993 ; Oriol, 2010). Comber et al. (2005) distinguent la donnée géographique (le résultat d'une mesure d'un phénomène) et l'information géographique (le résultat de l'interprétation, de la catégorisation, classification). Nous pensons plutôt que les deux sont concomitantes dès lors que la mesure est définie par des choix (quelque chose est mesuré, la donnée est déjà une interprétation). Geoffrey C. Bowker (2005) propose « [d']*ouvrir le débat – alors qu'il n'en existe aucun de sérieux actuellement – à propos des différentes temporalités, spatialités et matérialités que nous sommes susceptibles de représenter grâce à nos bases de données,* (…). *L'expression "données brutes" est un oxymore autant qu'une mauvaise idée; au contraire, les données devraient être cuisinées avec soin* » (p.183-184).

Vision du monde, ontologie

Les métadonnées ne renseignent pas sur ce qui explique pourtant beaucoup de choix méthodologiques, normatifs, notamment dans la classification : la vision du monde (ou « *weltanschauung* »), au cœur des données (Comber et al. 2004), c'est-à-dire leur système d'interprétation du territoire, de sa complexité spatiale, thématique et temporelle. Par exemple, les choix de l'approche « utilisation » ou « occupation », de même que la nomenclature choisie, le nom des classes, reflètent cette vision du monde. L'utilisation reflète une approche administrative et stratégique, voire utilitariste, d'aménagement du territoire ; l'occupation est davantage liée à une approche d'observation des composantes biophysiques du paysage. En cela une donnée est une représentation issue d'une conceptualisation collective de la réalité (Bel Hadj Ali, 2001). *A fortiori*, une donnée peut être produite avec un but scientifique ou politique assumé. Ainsi, certaines enquêtes (RGA, SAA, IFN, TerUti) ont un but politique à l'origine : le suivi du territoire et de ses capacités de production, le contrôle des déclarations des exploitants, etc. D'autres dispositifs (Corine Land Cover, Lucas…), au contraire, ont été construits avec une approche environnementale de suivi de l'évolution des milieux et des changements anthropiques. Toutes ces données restent cependant à la lisière entre scientificité (protocole, nomenclature, valeur statistique) et politique (utilisation à des fins de pilotage stratégique, d'évaluation des effets des politiques publiques, utilisation de l'occupation du sol comme indicateur pour contrôle du respect d'engagements). La construction d'une nomenclature est un bon exemple de cette situation mixte : elle doit être cohérente pour assurer la qualité de la donnée (maximiser les différences interclasses et l'homogénéité intra-classe de manière à assurer une interprétation de qualité, quelle que soit l'approche retenue (terrain, satellite, enquête…)), mais aussi correspondre à des catégories ayant du sens du point de vue de l'utilisation qui en est faite par les pouvoirs publics. Ainsi, de multiples choix ayant guidé leur production, les données constituent une représentation plus ou moins orientée de la réalité en fonction des problématiques et des acteurs associés (Claramunt et al, 1997 ; Joliveau, 2004). Or, l'utilisateur est confronté à la donnée comme produit fini et n'a pas accès « *aux modes de codification de l'information initiale, ne maitrisant aucun des choix préalables à l'acquisition* » (de Sède-Marceau, et al. 2011, p.118). S'il existe des référentiels méthodologiques qui permettent de faire comprendre ces choix, cette information n'y est pas indiquée de manière explicite.

Le rôle des référentiels

Parmi les jeux de données et les sources d'informations sur l'occupation du sol, il existe des référentiels, c'est-à-dire des ensembles de systèmes, méthodes et définitions générales applicables et adaptables à différents cas précis. Plusieurs référentiels ont une portée internationale ou au moins européenne et sont régulièrement utilisés dans la mise en place de projet de création de données ou pour des projets de recherche : il s'agit de ceux développés par la FAO (notamment le LCCS, Di Gregorio et Jansen, 2000), l'IBGP (IGBP, Belward, 1996 ; Loveland et al., 2000), et le GIEC (GIEC, 1996, 2006) au niveau international, ou encore Corine Land Cover (AEE, 1994, 2000, 2012) au niveau européen. Ils ont pour avantage d'avoir produit une documentation méthodologique riche et accessible, d'être utilisés par de nombreux jeux de données et donc de permettre leur interopérabilité, et d'être le fruit du consensus entre expertise scientifique, politique et technique. Ces caractéristiques sont aussi source des limites de ces référentiels : souvent trop généralistes, car pensés pour être compatibles avec des contextes trop différents ; parfois mal utilisés, sans prise en compte des conditions d'applications ou du domaine de validité ; enfin, en partie obsolètes car ils sont utilisés sur le long terme, assurant à la fois une cohérence bienvenue mais n'étant plus toujours à adapté à l'amélioration des technologies et à l'évolution des besoins des utilisateurs. Corine Land Cover, par exemple, a été pensé pour suivre le rapport entre surfaces naturelles et artificielles à l'échelle européenne (AEE, 2000). Il permet difficilement de répondre à de nouvelles questions comme les liens entre changement climatique et occupation du sol, traitées à l'échelle nationale voire locale.

Le prisme de l'usage pour évaluer une donnée : le rôle des utilisateurs

Les données sont produites en tant qu'elles ont une utilité – mais cette utilité prédéfinie ne correspond pas toujours à l'utilisation réelle qui en est faite. Il y a un important décalage entre le producteur, les sphères techniques et politiques à l'origine des données, produites pour des objectifs prédéfinis, dans un contexte précis, et l'utilisateur qui exploite la donnée sans regard ni implication dans le processus de conception et de fabrication (de Sède-Marceau, et al. 2011). Cette tendance s'applique tout particulièrement aux bases de données sur l'occupation du sol : « plébiscitées par leur caractère standard supposé faciliter la transversalité entre différentes sphères de l'aménagement de l'espace, elles peuvent aussi alimenter la tentation d'une utilisation au-delà de leurs objectifs et présupposés initiaux » (Bousquet, et al. 2013, p.1). Les utilisateurs des données d'occupation du sol sont multiples : chercheurs, aménageurs, techniciens, décideurs, etc. (Feyt, 2011), et donc leurs modes d'appropriation et de lecture des données sont diverses. En cela, il faut aussi considérer ces données comme objets de représentation individuelle et de pratiques collectives, par des acteurs divers, porteurs de logiques organisationnelles (Noucher, 2009). L'utilisation politique des données d'occupation du sol rend le travail de recul méthodique d'autant plus nécessaire, surtout lorsqu'une donnée devient elle-même le cœur d'une stratégie (par exemple celle de limiter l'artificialisation). En effet, comme l'a mis en avant la « *loi de Goodhart* », quand une mesure devient un enjeu, elle cesse assez souvent d'être une bonne mesure (Goodhart, 1975).

La condition de l'acquisition de la donnée par l'utilisateur joue un premier rôle : soit gratuitement directement par internet – et le risque est fort de ne pas prendre en compte les métadonnées ; soit par convention (gratuit ou achat) auprès de l'organisme producteur, auquel cas la mise à disposition explicite des métadonnées est plus fréquente. L'usage qui est fait des données d'occupation et d'utilisation du sol pose certains problèmes quant à la validité et à la pertinence de l'information, problèmes qui n'étaient pas prévus par les organismes producteurs. La logique « métier » des utilisateurs de données, en particulier dans les services territoriaux de gestion de l'information géographique, a « *des exigences de qualité, de structuration et de cumulativité des données* » (Feyt, 2011). Pour les changements d'occupation du sol, une donnée pertinente pour le suivi d'une dimension en particulier perd une partie de sa pertinence lorsqu'elle est traitée, simplifiée par l'utilisateur qui convertit les informations présentées par la donnée source dans son propre système de références – par exemple en appliquant à une classe d'utilisation (comme « zone urbaine ») la définition d'occupation du sol qu'il donne à une telle classe (« zone exclusivement bâtie ») alors que la donnée source la définissait différemment (« zone principalement composée de surfaces bâties et de routes, ainsi que d'espaces verts »). Les différences de modalités de conceptualisation de l'occupation du sol peuvent être encore plus fines et difficiles à déceler. L'utilisateur a une connaissance empirique, intuitive, un pré-jugement de l'occupation du sol. En cela, les usages des données d'occupation du sol ont un effet important car l'usage opère une réinterprétation des résultats, des nomenclatures, des dynamiques enregistrées. Il y a donc nécessité de renforcer la solidité des concepts utilisés pour construire l'information, de renforcer concrètement l'accessibilité (visibilité, compréhension) des métadonnées (Comber et al, 2005) mais aussi de renforcer l'harmonisation entre données, car les utilisateurs sont à même d'en utiliser plusieurs, de passer de l'un à l'autre comme autant de données valables interchangeables. Or les métadonnées sont centrées sur la production des données plus que sur leur utilisation – elles ne décrivent pas les critères de compatibilité d'usage (*fitness for use*) (Comber, et al. 2010a) qui restent cantonnés à d'autres lieux[1] (Inspire, 2007). Dès lors, les utilisateurs des données d'occupation du sol ne savent pas tout à fait si l'usage qu'ils font d'une source est cohérent avec les caractéristiques de cette source (Hunter, 2001) – et les producteurs ne se sont pas forcément posé la question de l'ampleur des usages potentiels de l'information qu'ils produisent. Ces

[1] Questions directes aux producteurs, foire aux questions, forums internet, presse spécialisée, communications académiques, etc. (Inspire, 2007).

nouvelles problématiques tiennent en partie à l'émergence de nouveaux enjeux autour de la mobilisation croissante des données géographiques (Feyt, 2011). On peut imaginer une approche où le processus de production de données est centré sur les besoins des utilisateurs (Lark, 1995), néanmoins la diversité des besoins entrainera toujours la création de produits généralistes (Fuller, et al. 1998). Le projet « CES OSO » (voir p. 262) permet de répondre aux deux objectifs à la fois, en couplant la production d'une carte généraliste et de produits adaptés à des besoins spécifiques, à la demande.

Indicateur, estimateur ?

La donnée est construite comme fournissant une information dans un domaine précis. Les données d'occupation du sol fournissent une information sur la répartition dans un territoire en grandes catégories définies selon des critères variables. Elles permettent de rendre compte de la présence probable d'objets géographiques typiques (végétation, constructions… ponctuels et surfaciques…) à des endroits précis, car la perception (par l'œil humain et/ou le capteur) de ces objets est à l'origine de la production de cette information. En revanche, l'utilisation de la donnée dépasse généralement largement cette information de base sur la présence probable d'objets géographiques. L'utilisation des données transforme cette information en indicateur, en estimateur d'une *autre* information. *Un indicateur est un outil d'évaluation indirecte d'un phénomène qu'il est trop coûteux de vouloir mesurer directement* (Levrel, 2007). Le terme de *proxy*[1] est souvent mobilisé dans la littérature pour renvoyer à cette notion. En l'occurrence, l'inventaire UTCATF utilise des données multi-temporelles sur l'occupation du sol comme un indicateur des changements d'occupation du sol, eux-mêmes indicateurs de flux de GES. Les catégories d'occupation du sol, construites selon différents critères (interprétation subjective ou automatique de la signature spectrale, la texture, la couleur, le contexte…) sont ici utilisées en tant que réservoirs de carbone. Ces flux de GES sont trop complexes et incertains pour pouvoir être mesurés directement et individuellement, de manière à séparer clairement les contributions des différentes sources et des puits. Néanmoins, il est courant de distinguer la mesure (phénomène quantifié par observation directe) de l'indicateur (estimation indirecte à partir de l'observation d'un autre phénomène lié). Dans le contexte des inventaires UTCATF, cette distinction n'apparait pas : il est simplement question d'estimation. Or l'inventaire UTCATF ne repose pas nécessairement sur des données d'occupation du sol : le suivi des flux d'échanges de GES entre la biosphère et l'atmosphère peut se faire directement, par mesures de concentrations et par télédétection : même si ces technologies ne sont pas encore suffisamment développées, il est nécessaire de rappeler que l'approche actuelle relève de l'utilisation d'indicateurs et non de données sur ces flux.

4.1.2 Compiler, évaluer et comparer les sources disponibles

Pourquoi existe-t-il plusieurs données ?

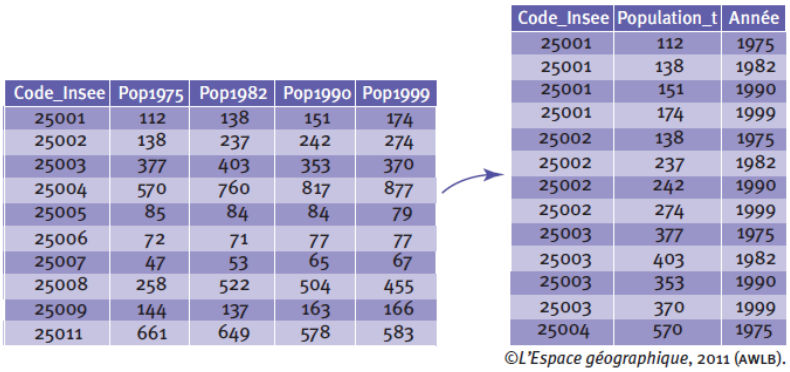
Les connaissances scientifiques s'améliorent, les objectifs politiques évoluent, les technologies sont de plus en plus développées. De plus, il existe de nombreux créateurs de données à différentes échelles, et les données sont souvent recréées, car les producteurs veulent couvrir plus de besoins, améliorer le produit, prendre en compte évolution des techniques, enrichir la nomenclature… Les données existantes évoluent, et d'autres bases sont créées, créant davantage de ruptures que de continuité. L'existence de bases diverses ne constitue pas en soi un avantage, puisque leur hétérogénéité limite de fait leur utilisation et leur compréhension (Delgrange, 2010). Inversement, une méthode un peu obsolète, telle que celle de Corine Land Cover, peut perdurer pour comparer les différentes éditions entre elles.

[1] Ce terme est d'ailleurs utilisé dans les documents méthodologiques du GIEC pour l'UTCATF : le « *land use proxy* » est l'indicateur qui permet de séparer les flux anthropiques de carbone des flux naturels. L'indicateur (ou *proxy*) retenu est celui des terres « gérées » : tout flux ayant lieu au sein d'une zone dite « gérée » sera considérée comme anthropique (voir chap.1).

Quels problèmes techniques pose la compilation de données ?

Les données géographiques, surtout lorsqu'elles couvrent des surfaces importantes, représentent généralement un poids important et les traitements peuvent représenter un temps de calcul conséquent en fonction des contraintes matérielles. A cela s'ajoute une autre dimension de complexité : le format des données, lié aux enjeux commerciaux des logiciels pouvant les traiter. La question de la cohérence entre systèmes d'information géographiques est un enjeu majeur pour les utilisateurs confrontés à cette diversité (Sondheim et al, 1999 ; Belhadef et Kholladi, 2007). Face à la grande diversité de formats et de modes d'organisation de l'information contenue dans les jeux de données, il est nécessaire de disposer d'une architecture de données stable (Thiam, et al. 2003), en retraitant les données d'une façon homogène, en s'affranchissant des modalités spécifiques au jeu de données initial (fig. 4.1).

Figure 4.1. Exemple de mise en forme d'une donnée dans une architecture stable



Code_Insee	Pop1975	Pop1982	Pop1990	Pop1999
25001	112	138	151	174
25002	138	237	242	274
25003	377	403	353	370
25004	570	760	817	877
25005	85	84	84	79
25006	72	71	77	77
25007	47	53	65	67
25008	258	522	504	455
25009	144	137	163	166
25011	661	649	578	583

Code_Insee	Population_t	Année
25001	112	1975
25001	138	1982
25001	151	1990
25001	174	1999
25002	138	1975
25002	237	1982
25002	242	1990
25002	274	1999
25003	377	1975
25003	403	1982
25003	353	1990
25003	370	1999
25004	570	1975

©*L'Espace géographique*, 2011 (AWLB).

In Sède-Marceau, et al. 2011. L'encodage d'un tableau de données reflète avant tout l'architecture de référence du producteur. La mise en cohérence de données produites par différents acteurs nécessite l'application d'une architecture commune permettant d'être stable en fonction des données, même si cela revient parfois à formaliser l'information de manière moins intuitive.

Pourquoi compiler des données ?

Cette compilation répond d'abord à une série de questions formulées par le CITEPA : existe-t-il d'autres données utilisables pour l'inventaire que celles utilisées actuellement ? Ces données seraient-elles plus pertinentes ? Pourquoi le passage d'une donnée à une autre n'est pas encore effectué ? Répondre à ces questions suppose un travail conséquent de compilation, de recherche des organismes producteurs, de regard global et critique ; c'est-à-dire une approche de recherche pour remettre en perspective la méthode actuelle. La compilation de données et leur analyse permet de démontrer les différences et l'apparente incompatibilité entre les jeux de données disponibles.

Ensuite, nous avons besoin, pour nos recherches, de disposer d'un jeu de données hétérogènes pour les analyser et les comparer. Le paysage des données disponibles montre les questionnements déjà réalisés pour la création, la validation, la vérification, l'évaluation de la pertinence… et ces données répondent à des besoins qui nous éclairent sur leur manière de saisir le territoire et les changements. En effet, les métadonnées ne renseignent pas sur cette vision du monde qui explique pourtant beaucoup de choix méthodologiques, normatifs, notamment dans la classification (Comber et al, 2004).

Enfin pour construire un référentiel, un outil d'intégration qui tire parti des meilleures données disponibles, il faut disposer des données et pouvoir les assembler donc savoir comment elles sont construites, ce qu'il est pertinent de rassembler et ce qu'il ne faut pas rassembler. Il n'y a pas de solution retenue a priori. Néanmoins l'hypothèse de base est que les données se complètent mais sont incohérentes : l'objectif est de savoir s'il y a une solution optimale ou un ensemble de solutions. C'est

à travers ce processus de déconstruction des métadonnées et de leurs présupposés que nous pourrons justifier la façon dont nous intégrerons, corrigerons et consolideront les données dans notre outil final.

Dès lors, la comparaison deux à deux entre données hétérogènes n'est pas faite en général par les producteurs de données mais par les utilisateurs qui cherchent à comprendre les différences, à savoir quelle est la donnée la plus pertinente. Même si beaucoup de travaux se limitent à constater l'incomparabilité des sources entre elles, des travaux récents[1] vont dans le sens d'une réflexion en amont, dès le processus de conceptualisation et de pré-production, sur l'homogénéisation, la comparabilité et l'intégration.

Méthodologie

La méthode employée dans cette section comprend quatre étapes :

a) la recherche de toutes les données disponibles (séries toujours actualisées, séries dont la production a été arrêtée, projets), de format divers (cartes, produits satellitaires vecteur ou raster, résultats d'enquêtes de terrain, statistiques, photographies aériennes ou au sol, etc.) à l'échelle de la France entière ou d'une région seulement, et traitant de toutes les occupations du sol ou d'une catégorie en particulier, permettant un suivi diachronique (au mieux traitant de longues périodes) au moins depuis 1990, et si possible avant. Ces données exhaustives ou parcellaires ont des modalités de recoupement complexes. Pour cela, des travaux menés en France ont été mobilisés (Ajouc, 2007 ; Balestrat, 2008 ; Cavailhès et Normandin, 1992 ; Cuniberti, et al. 2005 ; Fonta, 2005 ; Delgrange, 2010). Parmi les données identifiées, une partie d'entre elles a été sélectionnée pour une analyse plus approfondie. Cette sélection s'appuie sur leur couverture spatiale, leurs niveaux de résolution et leur couverture temporelle. Cette sélection permet de distinguer les sources primaires des sources secondaires.

b) la mise en évidence des modalités de construction des données en remontant à l'historique de création, aux volontés politiques et scientifiques à l'origine du protocole, de la nomenclature, de l'évolution de la donnée, etc. Ces recherches s'appuient sur la documentation officielle, technique et administrative, des organismes producteurs ; sur des travaux académiques ayant un regard critique sur la construction de certaines données ; ainsi que sur des discussions auprès de certains organismes producteurs. Les analyses et utilisations particulièrement pertinentes ou approfondies des données, repérées dans la littérature, seront présentées.

c) l'évaluation de la pertinence de chaque source pour son utilisation dans le cadre de l'inventaire UTCATF, comme indicateur des flux de GES. Les critères d'évaluation incluent les résolutions spatiales, temporelles et thématiques, l'adéquation aux recommandations du GIEC, la qualité, la disponibilité, la facilité d'usage, le format et la continuité de la production.

d) l'analyse préliminaire des données afin de repérer les grandes caractéristiques, leur qualité et afin de préparer la mise en forme pour le passage au format unique tel que le projet d'outil d'intégration final le nécessite. Ce format unique consiste à représenter chaque jeu de donnée dans un format commun, en l'occurrence comme une série de surfaces constantes ayant plusieurs états à plusieurs dates, états traduisibles dans une nomenclature d'occupation du sol composée de classes non mixtes. Cette formalisation, selon les cas, consiste en des traitements plus ou moins complexes et les problèmes rencontrés sont renseignés dans cette section. La possibilité de transposer une donnée dans un format unique et homogène constitue un critère important d'adéquation au système d'inventaire.

Ces quatre étapes ont été répétées pour chaque donnée. L'ordre de présentation de cette section se fera donc donnée après donnée.

[1] tels que les projets OCS-GE de l'IGN (voir page 271) et CES-OSO du Cesbio et du Pôle Théia (voir page 262).

Section 4.2

Compilation et évaluation des sources disponibles

Un travail de compilation des données existantes ainsi que des projets de création de données en cours a été mené dans le cadre de cette thèse. L'objectif de cette compilation est de pouvoir s'appuyer sur une connaissance critique des ressources potentiellement mobilisables pour améliorer l'inventaire UTCATF. Cette compilation répond au besoin de documenter en un seul document les modes de production et l'historique de ces données, notamment le contexte dans lequel elles ont été pensées et crées. Les sources de données actuellement utilisées dans l'inventaire sont présentées selon la même approche que les autres. Dans cette section, nous allons successivement analyser les données généralistes à l'échelle nationale (tableau 4.1 ci-dessous) puis infranationale, et enfin les données thématiques.

Tableaux 4.1 Liste des données généralistes à échelle nationale

Nom de la donnée	Type	Périmètre temporel
TerUti	Enquête de terrain	1981-1989 ; 1992-2003 ; 2006-2010 ; 2012-
LUCAS	Enquête de terrain	2006, 2009, 2012, 2015
Corine Land Cover	Satellite, vecteur, raster	1990, 2000, 2006, 2012
MODIS	Satellite, raster	2000-2015[1]
GLC	Satellite, raster	2000
GlobCover	Satellite, raster	2005, 2009
CES-OSO	Satellite, raster	(2008-sqq)
RGE (BD ortho, topo, carto)	Vecteur, multiple	variable[2]

Il s'agit ici de permettre une comparaison qualitative entre sources.

[1] La périodicité de production des données dépend de la résolution spatiale.
[2] La continuité de production du RGE dépend notamment des missions photographiques.

DONNÉES GÉNÉRALISTES

4.2.1 TerUti

L'enquête TerUti (pour **Uti**lisation des **Ter**res) est une enquête annuelle par échantillonnage réalisée par le Service Statistique et Prospective (SSP) du Ministère de l'Agriculture. Elle sert de source pour estimer les changements d'occupation du sol dans l'inventaire UTCATF français. Elle revêt donc une importance centrale à la base des réflexions de la thèse : ses limitations sont à l'origine des premiers questionnements du CITEPA sur leur pertinence pour le suivi des changements d'occupation du sol.

Principes méthodologiques

Du contrôle des surfaces agricoles à TerUti

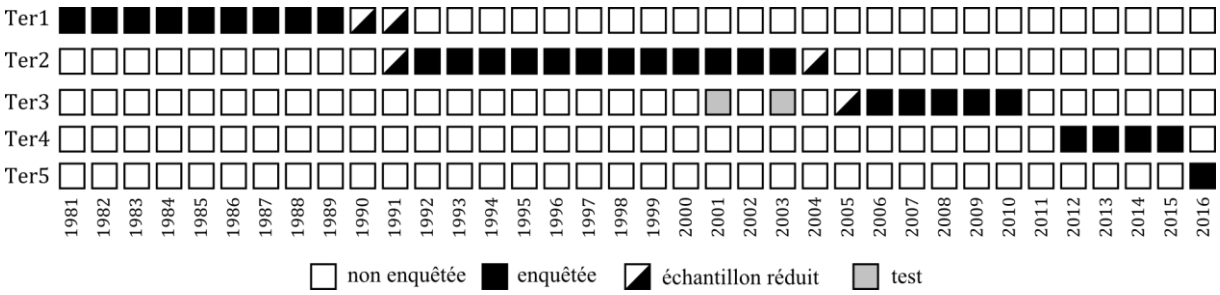
Fournier (1972) est revenu sur l'origine historique de cette enquête, qui permet de comprendre comment son usage actuel diffère fortement de son principe originel. En 1840, des commissions communales sont constituées afin de fournir chaque année, pour « l'enquête annuelle » une estimation des surfaces affectées aux principales cultures. En 1902, ces commissions sont réorganisées autour d'un registre des cultures dans le cadre de la mise en place de la statistique agricole. Entre 1941 et 1945, ces enquêtes ont été remplacées momentanément par des déclarations individuelles obligatoires des exploitants. A partir de 1946, l'enquête menée par les commissions communales a évolué, devenant progressivement l'enquête dite « contrôle des surfaces » basée sur un suivi exhaustif des parcelles agricoles, à l'aide du cadastre afin de contrôler les estimations des commissions communales. En 1956, une enquête de contrôle des surfaces a été menée pour vérifier les déclarations des exploitants à l'origine du recensement général de l'agriculture (RGA) de 1955, en visitant des communes-échantillons. Par la suite, ce contrôle du RGA s'est fait en échantillonnant des feuilles de plans cadastraux et non des communes entières. Le choix des échantillons n'était pas basé sur une répartition équilibrée dans le territoire mais sur la disponibilité de cadastres récents. A partir de 1962, la définition d'un échantillon de points sur ces plans cadastraux a permis la mise en place d'une estimation annuelle de l'évolution des cultures. Les photographies aériennes ont été utilisées à partir de cette même année lorsque le cadastre n'était pas à jour, puis elles ont supplanté l'utilisation du cadastre dès 1969. La mise en place d'une enquête par visite de points d'échantillonnages situés sur des photographies aériennes a été développée entre 1962 et 1965 dans le département du Cher par Pierre Delorme (administrateur de l'INSEE) et Maurice Alfroy (statisticien agricole régional) : cette enquête est devenue l'enquête TerUti. (Fournier, 1972). Cette enquête est depuis mise en place au niveau départemental et coordonnée au niveau national par le service des statistiques du Ministère de l'Agriculture (le SCEES depuis 1964 et le SSP depuis 2008[1]).

Les séries TerUti

Les données TerUti ont donc progressivement été constituées en tant que jeu de données portant sur l'ensemble du territoire. On peut faire débuter les premières séries de données en 1969. Ce n'est véritablement qu'en 1981 que la mise en place de l'échantillon national obligatoire stabilise le système et rend possible un suivi précis de l'évolution du territoire. C'est donc à partir de 1981 que nous considérons les principaux résultats de cette enquête. Les données acquises à partir de cette année sont agrégées au niveau départemental et permettent un suivi fin des changements.

[1] La Division centrale des enquêtes et études statistiques créée en 1961, a été renommée Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques (SCEES) en 1964 (Théodore, 1969), lui-même renommé Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) en 2008.

Fig. 4.2. Années enquêtées par les différentes séries TerUti



Les différentes séries [1981 – 1989[(TerUti-1),]1992 – 2003] (TerUti-2), [2006-2010] (TerUti-3), [2012-2015] (TerUti-4) et [2016-] (TerUti-5) sont séparées par des ruptures méthodologiques affectant différemment la cohérence des résultats. On peut noter une permanence de la grille générale du plan de sondage entre 1991 et 2015. Robert, 2016.

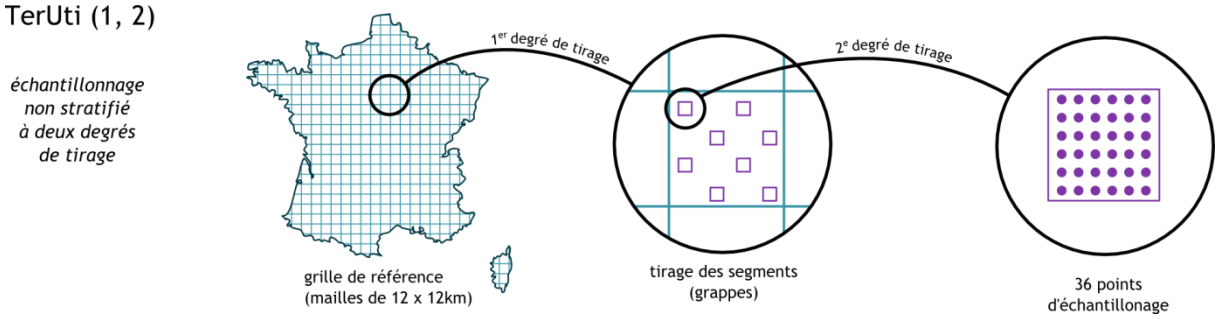
Le principe d'une enquête par visite sur le terrain, tous les ans, de points d'échantillonnage, rassemblés en grappe et non répartis également sur le territoire, auxquels les enquêteurs doivent attribuer une occupation et une utilisation du sol, constitue l'ensemble de caractéristiques fixes de l'enquête de 1982 à aujourd'hui. La configuration des points en grappe est justifiée par une recherche d'optimisation coût-efficacité. Le détail du protocole (localisation du point, nombre de points enquêtés, utilisation de photos aériennes ou de GPS, définition des classes de la nomenclature, etc.) a quant à lui significativement évolué. Ces différentes évolutions méthodologiques compliquent fortement son utilisation pour de longues périodes de temps, par exemple de 1982 à aujourd'hui. Si l'on considère les enquêtes construites avec une méthode homogène, on distingue ainsi cinq séries statistiques, ayant une cohérence interne : la série TerUti (1), de 1982 à 1989, la série TerUti (2), de 1992 à 2003, la série TerUti (3) qui est produite depuis 2007 jusqu'à 2010, la série TerUti (4) de 2012 à 2015, et la série TerUti (5) depuis 2016. Nous présentons ici séparément les principes méthodologiques de ces trois séries.

Série TerUti (1)

Méthode d'échantillonnage. La sélection des points à enquêter se fait selon un échantillonnage non stratifié à deux degrés de tirage. Le premier degré de tirage consiste à quadriller le territoire en 4700 mailles carrées de 12 km de côté et de direction Nord-Sud et Est-Ouest dans lesquelles sont définis 4 positions de photographies aériennes, espacées de 6 km[1]. Le second degré de tirage consiste à placer, au sein des 15 579 emplacements de photographies (ou segments), les points d'échantillonnage en grappe, en y dessinant une grille de 36 points, alignés de 6 en 6 et distants de 300 m. L'échantillon complet ainsi constitué compte 555 845 points, mais il est aussi possible de ne sélectionner, selon les départements ou les années, qu'une partie des 6 lignes par grappes. D'après ces différents paramètres du protocole, il est possible d'associer à chaque point une représentativité statistique afin d'extrapoler son information à une surface plus grande, de manière à obtenir une information statistiquement fiable sur l'ensemble du territoire. Les intérêts et les limites d'une telle approche ont été présentés dans le chapitre 3. Dans la série TerUti (1), la représentativité d'un point est en moyenne de 100,5 ha. D'après les premiers travaux menés depuis les années 1960 (Fournier, 1972), Amorich et al. (2012) ont formalisé les formules mathématiques appliquées pour calculer le coefficient d'extrapolation des points.

[1] Pour les petits départements de Paris et sa couronne et Territoire de Belfort, ces positions sont doublées (Agreste, 1993).

Fig. 4.3. Principe du plan d'échantillonnage de l'enquête TerUti (1 et 2)



Les grappes principales sont espacées de 6 km, et les points de 300 m. Robert, 2016, d'après Agreste, 1993 (p.4).

Protocole d'acquisition des données

Un point TerUti correspond sur le terrain à une placette carrée[1] de 3 m x 3 m soit 9 m². Des enquêteurs – non professionnels – sont chargés de se rendre à l'emplacement de chaque point sélectionné pour y effectuer des relevés de terrain, principalement pour en renseigner l'occupation et l'usage du sol selon une nomenclature précise. Les profils des observateurs sont variés pour cette mission courte : étudiants, demandeurs d'emploi, retraités. Il n'est pas possible de disposer d'informations précises sur les enquêteurs TerUti auprès du Ministère de l'Agriculture. Les enquêteurs suivent un protocole précis pour visiter chaque point et sont formés pour interpréter au mieux les occupations et utilisations. Un enquêteur visite l'ensemble des points des segments qui lui sont attribués, aidé par des cartes et photographies aériennes, en remplissant un questionnaire-type.

Série TerUti (2)

La série TerUti (2) reprend la même approche méthodologique que la première série, avec deux modifications majeures. Tout d'abord, la nomenclature a été modifiée en 1991/1992[2] pour les postes de surfaces en herbe (notamment pour se rapprocher de l'enquête SAA) et boisées. Cela entraîne une première rupture méthodologique au sein des séries TerUti (voir p.242). Un deuxième changement intervenu est le renouvellement de l'échantillon[3], afin de corriger un biais de représentativité de la série TerUti(1) où les surfaces agricoles étaient surreprésentées et les surfaces boisées sous-estimées (Agreste, 2007). Dans la série TerUti (2), la représentativité d'un point est en moyenne de 99,9 ha[4]. Ce changement crée une rupture avec la première série, un « décrochement » constaté par le SSP dans sa publication annuelle présentant les résultats de l'enquête (Agreste, 1993). Cet artéfact n'est pas résoluble, le SSP indique une méthode de « redressement » qui permet uniquement de recalculer les valeurs de 1991 par rapport à 1992. « *Le décrochement est suffisamment important (quelles qu'en soient les raisons) pour inciter l'utilisateur des données TerUti à la prudence dans la comparaison de chiffres issus de l'ancienne série d'une part et de la nouvelle de l'autre.* […] *Si l'évolution doit être mise en évidence sur moyenne ou longue période, une rétropolation doit être faite sur la série* [TerUti (1)] *pour passer sans rupture à la série* [TerUti (2)]. » (Agreste, 1993, p.11). Dans cette publication, trois hypothèses d'explication du décrochement sont présentées : la différence de tirage de l'échantillon ; une différence dans l'observation ; une différence dans les nomenclatures (voir p.242). La série TerUti(2) s'arrête en 2004, année où le nombre de points a été réduit à 155 000 afin de constituer un demi-échantillon seulement, pour des raisons budgétaires.

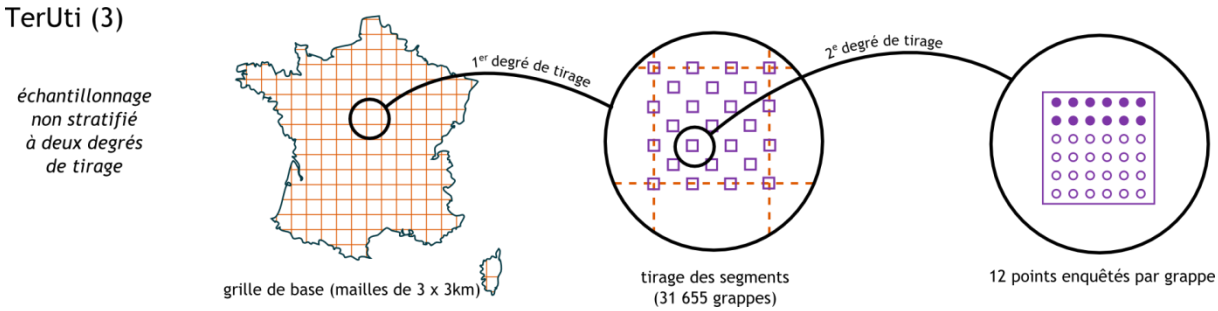
[1] Avant 1981, le protocole consistait à observer l'occupation du sol dans 4 directions autour du point.
[2] Sauf pour la Gironde (Slak, 1998)
[3] à l'exception de neuf départements qui ont conservé l'ancien échantillon (Agreste, 2007)
[4] 50,9ha ou 50,2 ha pour Paris, sa couronne et Belfort)

Série TerUti (3)

Depuis 2005, l'enquête TerUti a connu des évolutions majeures. Ces évolutions méthodologiques ont été mises en place pour être compatibles avec la version pilote de l'enquête européenne « LUCAS » en création à ce moment-là, afin qu'*in fine* TerUti soit la partie française de l'enquête LUCAS. TerUti a donc modifié complètement à la fois sa nomenclature et son plan d'échantillonnage pour correspondre aux spécifications de l'enquête pilote LUCAS, à tel point que la troisième série TerUti ainsi commencée a pour nom officiel « TerUti-LUCAS ». Cependant, l'enquête européenne LUCAS a évolué indépendamment et n'a pas conservé les mêmes spécifications que la version pilote[1]… L'enquête TerUti n'a par contre pas évolué de nouveau et a conservé sa nouvelle version, ce qui explique qu'il existe aujourd'hui une série TerUti dite « TerUti-LUCAS » différente de la partie française de la série LUCAS. Pour éviter toute confusion, nous préférons donc bien séparer TerUti et LUCAS en appelant simplement la troisième série TerUti « TerUti (3) ».

Dans cette nouvelle série, le plan d'échantillonnage est complètement redéfini : la grille (définie par Eurostat), orientée N-S et E-W, est désormais composée de 64500 mailles de 3km de côté (contre 12 km). Chaque intersection détermine un segment. Parmi ces segments, on considère plusieurs groupes (permettant de sous-échantillonner) : le sous-échantillon effectivement sélectionné pour l'enquête représente la moitié des segments[2]. Au sein d'un segment, 25 points sont grappés en ligne de 5 et espacés de 300m. Les deux premières lignes (10 points par grappe) sont enquêtées. Compte tenu des petits départements (où l'échantillon est densifié) et des segments incomplets à cheval sur une frontière, le nombre total de points enquêtés s'élève à 322 146 (171 620 en 2005), ce qui est plus faible que TerUti mais le nombre plus grand de segments permet une meilleure répartition spatiale et l'enquête conserve sa fiabilité (Jean et Morel, 2009). La fenêtre d'observation a aussi évolué, devenant un cercle de 3 mètres de diamètre pour une occupation homogène ou de 40 m pour une occupation hétérogène. Cette série TerUti (3) se termine en 2010. L'année 2011 n'a pas été enquêtée, le budget étant alors alloué à l'enquête RGA (Fontes-Rousseau et Jean, 2015).

Figure 4.4. Principes de l'enquête TerUti (3)



Conception : Robert, 2016.

[1] Voir plus bas pour l'enquête européenne LUCAS et sa version pilote
[2] soit 32 000, sauf en 2005 où un quart des segments seulement a été enquêté.

Fig. 4.5 Exemple de grappe TerUti (3)

Extrait d'un document fourni par le SSP à titre d'illustration des informations dont disposent les enquêteurs. Il s'agit ici de l'emplacement des points (par ailleurs géoréférencés) d'une grappe (Seg-Trace 80-168, Haute-Garonne), sur fond d'une ortho-photo IGN.

Série TerUti (4)

Officiellement, l'enquête TerUti dire « TerUti-LUCAS » se poursuit de 2005 à aujourd'hui (2016). Néanmoins, l'enquête a de nouveau connu une évolution majeure en 2012, dont l'impact sur les résultats est trop important pour que l'on puisse réellement considérer la série sans rupture. Nous considérons donc ici le début, en 2012, d'une série TerUti (4). L'évolution majeure de l'enquête consiste à réduire son coût jugé trop élevé (plus d'un million d'euros, CNIS, 2016), en réduisant le nombre de points enquêtés. La méthode classique consiste à réduire l'échantillonnage spatial (par exemple de moitié comme en 2004, ce qui réduit la représentativité statistique des points) ou temporel (ne pas enquêter une année comme en 2011). Un autre choix a été fait qui permet de conserver le nombre de points tout en ne les enquêtant pas tous : le recours à une stratégie de stratification et de classement par défaut ou via une autre source de données. Il s'agit de considérer les points en deux groupes : les points à enquêter et les points classifiables sans visite de terrain. Ces derniers sont de deux types : d'une part des points classifiables par défaut dans leur catégorie précédente, car sans raison d'évoluer (zones urbaines, surfaces en eau, rochers…) ; et d'autre part des points situés dans des îlots culturaux renseignés dans le Registre Parcellaire Graphique des déclarations PAC (voir 4.2). Dans ce cas, l'information déjà renseignée dans le RPG est indiquée dans TerUti. Pour cela, la nomenclature a du de nouveau être modifiée afin de correspondre aux classes indiquées dans le RPG. En 2014, le recours aux données du RPG concerne 33% des points (Fontes-Rousseau et Jean, 2015).

Cette évolution méthodologique pose trois problèmes majeurs :

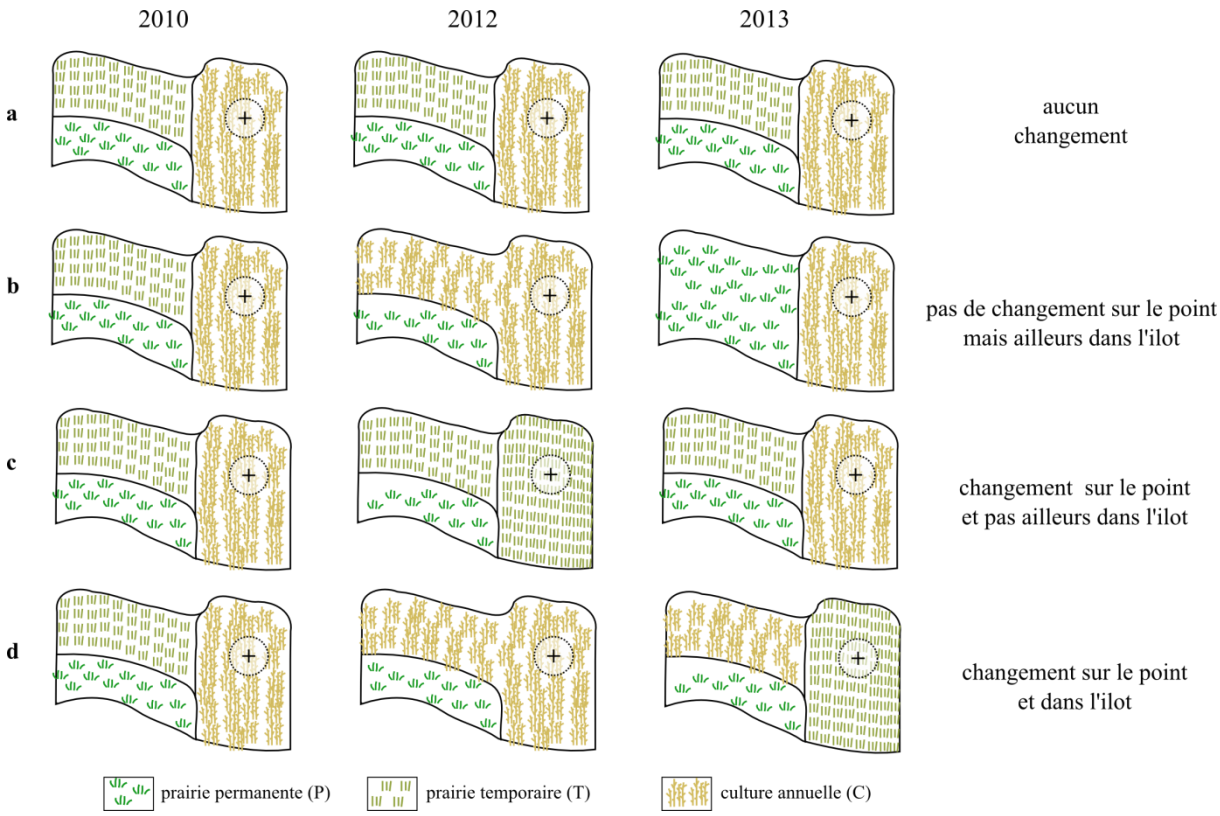
- la sélection des points censés ne pas évoluer pourrait être pertinente si les données TerUti n'indiquaient pas, pour les années passées, des changements concernant ces catégories supposément stables. Le caractère stable des points non enquêtés relève plus de la supposition plausible que de la certitude. Selon le choix des catégories associées à cette stabilité supposée, l'enquête ajoute un biais en ne rendant possible la détection de changement que pour les catégories restantes.

- la récupération d'informations issues d'une donnée externe, le RPG, construite selon des protocoles extrêmement différents, présentant des biais déclaratifs (Faïq, et al. 2013), et avec une nomenclature différente (Fontes-Rousseau et Jean, 2015), entraine une confusion quant à la qualité finale des

données produites. Les valeurs de TerUti, notamment les changements d'occupation, sont en partie issues d'artefacts méthodologiques liés aux données du RPG, or ces données sont toujours présentées comme issues de l'enquête TerUti. Alors que c'est une enquête de contrôle des surfaces agricoles recensées qui a donné lieu à TerUti, il est intéressant de noter qu'aujourd'hui TerUti abandonne ce rôle de contrôle au profit des déclarations des exploitants demandeurs d'aides de la PAC.

- enfin, le problème le plus visible concerne les artefacts engendrés par la récupération des informations du RPG. En effet, lorsqu'un point est situé dans un îlot PAC, c'est l'ensemble des informations de l'ilot qui est récupéré : si plusieurs cultures différentes sont renseignées dans l'ilot, le point TerUti sera subdivisé en autant de « points » théoriques. La surface totale d'extrapolation du point est alors subdivisée au prorata des surfaces associées dans l'ilot PAC. Pour les catégories de cultures, cela n'entraine pas de difficultés pour l'inventaire UTCATF, mais pour les prairies temporaires et permanentes, cela entraine de nombreux « faux changements » dont il n'est pas possible de déterminer la pertinence (voir fig. ci –dessous).

Fig. 4.6. Faux changements induits par l'utilisation des îlots du RPG dans TerUti



Le point TerUti est toujours au même emplacement, mais en 2012 et en 2013, l'enquête ignore où se trouve le point dans l'ilot, et doit alors prendre en compte toutes les informations de cet ilot.

Tableau 4.2 Faux changements induits par l'utilisation des îlots du RPG dans TerUti

	Valeur pour TerUti		Valeur de l'ilot RPG				Estimation des changements avec ou sans recours au RPG			
	2010		2012		2013		2010 → 2012		2010 → 2013	
							méth. Ter3	méth. Ter4	méth. Ter3	méth. Ter4
a	C	100	C	40	C	40	C → C = 100	C → C = 40	C → C = 100	C → C = 40
			P	40	P	40		C → P = 40		C → P = 40
			T	20	T	20		C → T = 20		C → T = 20
b	C	100	C	60	C	40	C → C = 100	C → C = 80	C → C = 100	C → C = 40
			P	20	P	60		C → P = 20		C → P = 60
			T	0	T	0		C → T = 0		C → T = 0
c	C	100	C	0	C	40	C → T = 100	C → C = 0	C → C = 100	C → C = 40
			P	20	P	20		C → P = 20		C → P = 20
			T	80	T	40		C → T = 80		C → T = 40
d	C	100	C	80	C	40	C → C = 100	C → C = 80	C → T = 100	C → C = 40
			P	20	P	20		C → P = 20		C → P = 20
			T	0	T	40		C → T = 0		C → T = 40

(C= culture P = prairie T = prairie temporaire) Cela entraine de multiples erreurs : faux positifs et faux négatifs ; changements manqués, changement surestimés ou créés. a : faux positif 60ha puis 60ha b : faux positif 60ha puis 60ha c : faux positif 20ha puis 60ha d : faux positif 20ha, faux puis 60ha

Ce problème rend mathématiquement impossible le suivi cohérent des changements entre deux années sans recourir à des hypothèses fortes (Faïq, et al. 2013). Cette nouvelle méthode oblige le SSP à présenter les matrices de changement d'occupation entre deux dates dans un format trop agrégé, regroupant en une classe « sols cultivés et surfaces toujours en herbe » (Fontes-Rousseau et Jean, 2015).

TerUti (5)

En 2016, dans une double logique de réduction des coûts et d'amélioration de la pertinence de l'enquête, le SSP a prévu de nouvelles et importantes modifications méthodologiques. Elles visent à répondre à une nouvelle formulation des objectifs de l'enquête, en cohérence avec les préoccupations actuelles, principalement environnementales, liées au suivi du territoire : « **i**/ *établir des séries annuelles historiques sur les statistiques d'occupation et d'usage des sols à petite et moyenne échelle (échelon national, régional et départemental) pour évaluer sur le moyen et long terme les politiques d'aménagement du territoire et notamment les politiques de préservation du milieu agricole et naturel. Il s'agira, en particulier, de mesurer : le rythme du processus d'artificialisation des sols, le mode de consommation des terres agricoles et des espaces naturels... ; la part d'imperméabilisation des sols, le type de bâti, sa densité, ses usages principaux et secondaires...* ; *le développement des infrastructures agro-écologiques ;* ***ii****/ quantifier les principaux flux en réalisant des matrices de passage entre grandes catégories d'occupation et d'usage des sols entre 2 années d'une même série d'enquêtes. À ces deux enjeux, sont assortis deux objectifs complémentaires spécifiques à la nouvelle génération d'enquête : accroître les précisions sur les dynamiques de changements en concentrant davantage de points observés dans les zones à forte probabilité de changement d'occupation : îlots sortants du RPG et pourtour des parcelles déjà artificialisées, par exemple ; établir une synthèse statistique de référence en mobilisant davantage les sources administratives (RPG, Fichiers Majic, CVI) et les bases de données géographiques (BD TOPO®, BD FORET®, CLC) pour la stratification du territoire et le calage des résultats.* » (CNIS, 2016, p.3).

Plusieurs éléments sont remarquables. Premièrement, on note un déplacement de l'objet de l'enquête, originellement du suivi des terres agricoles, vers le suivi de l'environnement et des dynamiques d'urbanisation. Ensuite, l'idée de « *probabilité de changement* » remet en cause l'idée d'un plan d'échantillonnage neutre quant aux dynamiques enregistrées. A l'inverse d'autres enquêtes de terrain cependant (comme LUCAS ou l'IFN), TerUti conserve sa spécificité de suivre volontairement les changements bruts. Enfin, notons la volonté d'intégration claire de TerUti dans le paysage encore confus des données existantes : cette direction peut donner lieu à une synergie et à une facilitation de l'interopérabilité. Les modalités de ces modifications restent, en 2016, encore à définir : quelle densité de points dans les zones à enjeu de suivi, maintien ou non d'un sondage à 2 degrés (tirage de segments puis de points à l'intérieur de ces segments), sources géographiques externes mobilisées pour la stratification, taux de sondage dans les strates (CNIS, 2016).

Format des données, disponibilité et utilisation

Données brutes non-agrégées

Les données dites « au point », c'est-à-dire spatialement explicites, sont couvertes par le secret statistique. L'analyse des données géo-localisées permet d'affiner la compréhension de l'aspect spatial des dynamiques de changement. L'analyse spatiale tient compte du voisinage entre les points et permet des travaux d'analyse spatiale (Slak, 1998 ; Chakir et Madignier, 2006). Il faut cependant recourir à un

lourd protocole de demande des données auprès du Centre d'Accès Sécurisé aux Données pour bénéficier de l'accès aux points bruts[1].

Données agrégées

Le SSP fournit des résumés des données brutes, en agrégeant les données par département (ou par région). Les données ainsi agrégées permettent de suivre les points sans connaître leur localisation. Ils sont donc associés à un département, à deux valeurs (un code d'occupation et un code d'utilisation du sol) par année et à un coefficient d'extrapolation (surface). Dans ce cas, les points ayant connu une évolution identique sont regroupés, et leurs coefficients d'extrapolation sont sommés. Le total des valeurs d'extrapolation donne la surface totale de la France. Ces données sont disponibles et utilisables plus facilement : elles permettent d'analyser finement, au niveau départemental, les dynamiques temporelles des flux de changements. Les protocoles de traitement des données ne nécessitent pas d'importants moyens techniques : un système de gestion de base de données permet de calculer différentes valeurs (par exemple, les surfaces totales, par département, des conversions entre la catégorie « forêt de feuillus » et « blé » entre 1986 et 1987)[2].

Utilisation

Les données TerUti sont assez peu mobilisées par la recherche, en raison de leur caractère non spatialement explicite, de la relative confidentialité de la diffusion de ces données et de la complexité qu'entraînent les différentes évolutions méthodologiques. Au-delà des publications officielles établissant une première lecture générale des données et des évolutions territoriales qu'elles traduisent (Palacio-Rabaud, 2000 ; Bisault, 2009 ; Morel et Jean, 2010; Masero et al, 2014), quelques travaux proposent une analyse complémentaire (Slak et Lee, 2001 ; Chakir et Madignier, 2006 ; Lee et Slak, 2007). Des analyses plus fines ont aussi été menées : l'analyse spatiale des grappes de points en tant que révélateurs des structures paysagères et de leurs évolutions (Slak et al, 2001) ; la comparaison des points TerUti avec d'autres données, notamment les MOS et des données de télédétection : pour la Seine-et-Marne en 1982 et 1990 (de Biasi & Nascimento, 2000) et pour la région Rhône-Alpes en 2006 et 2010 (Gérard, 2014) ; l'analyse des séquences temporelles des classes agricoles, à l'aide des modèles de Markov, pour en déduire les dynamiques d'évolution des rotations culturales par l'équipe de Mirecourt de l'INRA-SAD (Lazrak et al, 2009 ; Mari et al, 2002, 2010 ; Schott et al, 2009, 2011). Tous ces projets ne s'appliquent cependant pas à résoudre la difficulté de raccorder les trois séries entre elles afin de bénéficier d'un suivi cohérent de 1981 à aujourd'hui de l'évolution des surfaces. Seuls des personnels issus de contextes plus institutionnels s'y sont attelés : le SSP (Arcaraz, 2014), le Ministère de l'Agriculture dans le cadre de la comparaison avec l'IFN (Dereix et al. 2011 ; Dhennin, communication personnelle) et bien sûr le CITEPA pour la réalisation de l'inventaire UTCATF qui nécessite de présenter une série cohérente.

Analyse de la pertinence

Précision et incertitude.

Erreur statistique aléatoire-type de l'extrapolation

A ces contrôles du processus d'acquisition des données s'ajoutent des traitements statistiques pour estimer la précision de l'enquête. L'organisme producteur diffuse des chiffres associés à des incertitudes. La formule permettant de calculer l'erreur aléatoire tient compte des deux niveaux de tirage. D'abord, la variance totale sur l'estimation de surface d'une catégorie i est la somme de deux sources d'erreur : la variance entre deux segments et la variance entre les points d'un même segment.

[1] Il n'a pas été possible dans le cadre de cette thèse d'aller au-delà de la simple *visualisation* des données TerUti brutes et de pouvoir effectuer des analyses et traitements en récupérant les informations sur chaque point localisé.

[2] Néanmoins, la requête permettant de déduire des données brutes ces simples valeurs de surfaces reste relativement complexe et peu intuitive.

Cette variance permet de calculer un écart-type de la superficie estimée. La fourchette d'erreur se calcule à partir de cet écart-type :

$$\hat{S}_i = S_i \pm 2\sigma_i$$

avec, $\hat{S}_i$: surface estimée dans la catégorie i, S_i= Surface réelle de la catégorie i, σ_i= écart-type.

La détermination de la précision des estimations de surface à différentes échelles met en jeu des calculs complexes. Enfin, un intervalle de confiance permet de déterminer la plage de valeurs au sein de laquelle la valeur réelle à une forte probabilité de se trouver (voir chap. 3). Le calcul de cet intervalle fait appel à des opérations complexes sur les données. Néanmoins, on peut approcher cette valeur via une formule simplifiée, fournie par le SSP dans ses documents (Agreste, 1993, 2007). La formule simplifiée appliquée ici est « fondée sur un tirage à un seul degré avec remise, ce qui n'est pas rigoureusement le cas mais permet une estimation approchée de l'erreur aléatoire » (Agreste, 1993, p.5) :

$$\text{Ecart type} = \sqrt{\frac{\hat{S}_i(S-\hat{S}_i}{N_{pts}}}$$

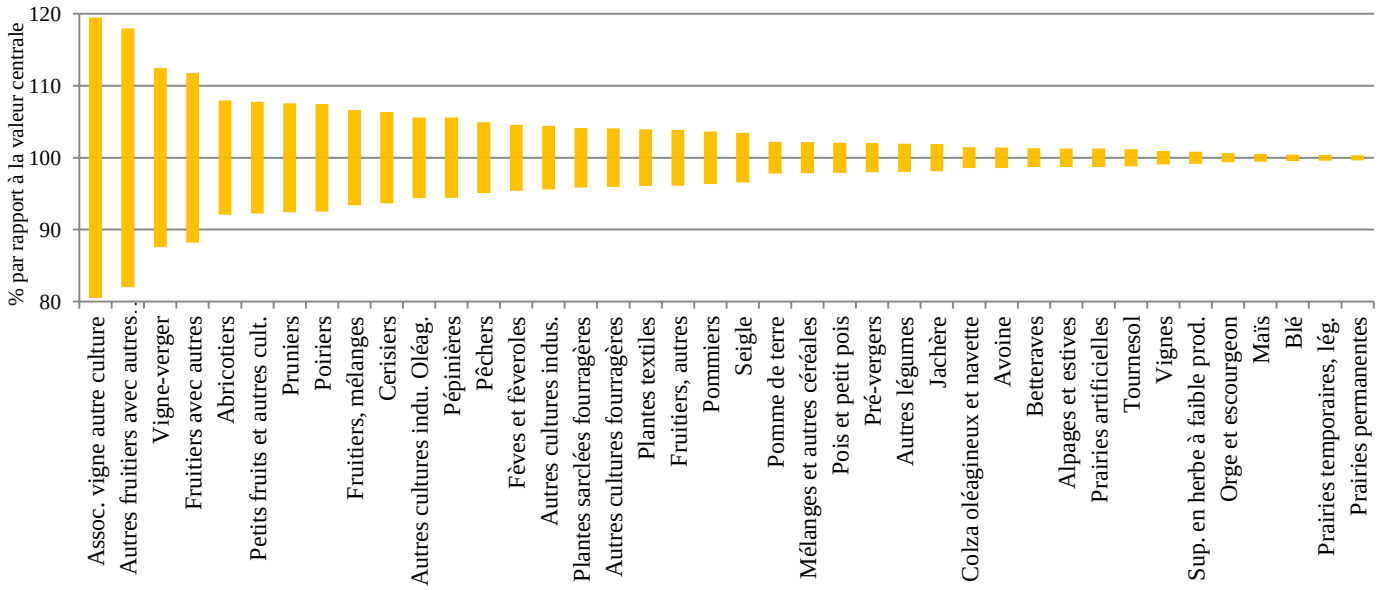
avec, pour une zone donnée (département au minimum), $\hat{S}_i$: surface estimée dans la catégorie i, S= surface de la zone, Nb Pts : nombre de points dans la zone

Elle permet d'approcher l'intervalle de confiance[1], à condition qu'il y ait au moins 30 points[2]. En deça de ce seuil, la formule n'est pas applicable. Les données TerUti fournies par le SSP ne fournissent pas systématiquement l'erreur-type de chaque valeur. Afin d'évaluer les différences de cette erreur entre les différentes catégories, nous avons appliqué cette formule, pour chaque série TerUti, pour chaque année, pour chaque catégorie d'occupation.

[1] dont la formule est indiquée dans le chapitre 3

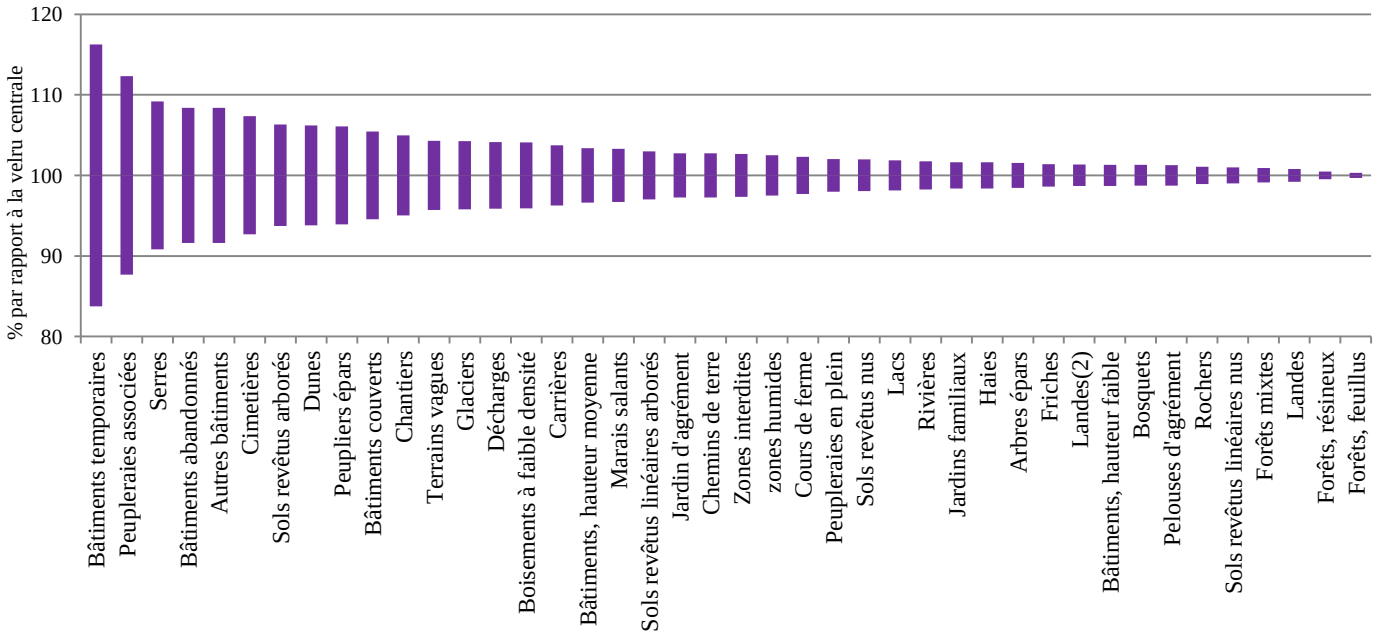
[2] A l'échelle du département, beaucoup de catégories présentent moins de 30 points : le calcul de l'erreur-type via cette formule simplifiée est donc surtout possible à l'échelle nationale. A cette échelle, pour la série TerUti (1), seules quelques rares catégories ("volumes construits temporaires", "association vigne autre culture"…) sont trop peu présentes pour que le calcul de l'erreur soit valide.

Fig. 4.7 TerUti : intervalle de confiance en 1985 (classes agricoles)



La valeur centrale de chaque estimation est de 100%, l'intervalle de confiance se répartissant au dessus et en dessous. Par exemple, pour la classe « vigne et verger », la surface totale estimée par TerUti en 1985 est de 6 404ha, avec un demi-intervalle de confiance de 797 ha, soit un écart possible de 12% au dessus et en dessous de la valeur.

Fig. 4.8 TerUti : intervalle de confiance en 1985 (classes non agricoles)



Cette précision n'est pas toujours considérée comme satisfaisante pour certains postes, minoritaires, comme les espaces artificialisés – et a fortiori pour suivre efficacement leur progression (CNIS, 2016).

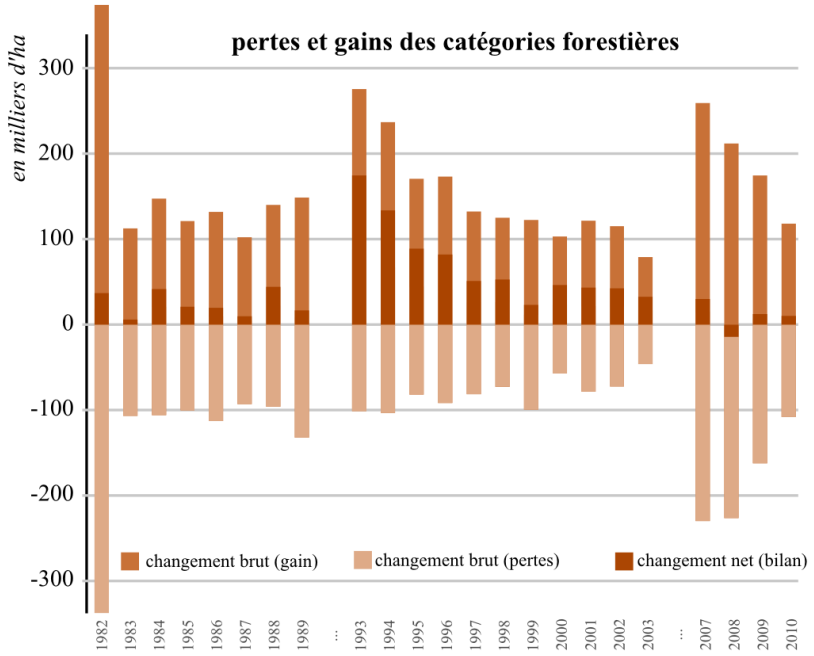
Erreurs liées aux enquêteurs et biais possibles

Toute enquête issue d'interprétation visuelle subjective doit inclure des protocoles de vérification, car au-delà de la précision de l'estimateur, la précision du « capteur » (ici, l'œil humain) est à prendre en compte. Pour les enquêtes de terrain, cette précision n'est pas systématique : sa variation dépend du nombre d'enquêteurs. Une vérification aléatoire d'un douzième des points par département, est prévue dès l'origine (Fournier, 1972). Ces précautions d'assurance-qualité de l'enquête ne peuvent empêcher trois types d'erreurs : les erreurs de localisation (l'enquêteur n'a pas relevé l'emplacement précis du point sur le terrain), les erreurs d'observation (mauvaise observation de l'occupation) ou d'interprétation (mauvaise observation de l'utilisation). Des procédures de contrôle réduisent les effets de ces erreurs inévitables. Cette typologie d'erreur est identifiée dès le début de l'enquête (Fournier, 1972). Concernant les erreurs de localisation, la méthode a changé avec le temps : il était d'abord d'usage de conserver d'une année sur l'autre un point mal placé, pour conserver le suivi du même point (l'erreur est dite constante). Mais depuis que les points sont géo-référencés, l'observation précédente est corrigée, ce qui peut introduire un biais de 'sur-correction'. Concernant les erreurs d'interprétation ou d'observation, deux procédures de contrôle ont été mises en place pour réduire la quantité d'informations erronées : d'abord des contrôles orientés, a posteriori, où l'on retourne vérifier sur le terrain des points dont l'observation est douteuse, après comparaison avec l'observation de l'année précédente ou les points voisins. Ensuite des contrôles aléatoires, a priori, qui peuvent être menés sur la base des points litigieux, avec un tirage systématique (un segment par enquêteur observé par un autre enquêteur) afin d'obtenir un taux moyen de sondage complémentaire proche de 15%. Le renouvellement ou non des enquêteurs d'une année à l'autre est aussi susceptible d'entrainer plusieurs biais. Si le même enquêteur visite les mêmes points d'une année à l'autre, alors le risque de rupture de série est faible, car il aura tendance à reproduire la même observation (et par exemple à suivre toujours le même point, même s'il l'a mal localisé) ; il ira plus vite ; il ne corrigera pas nécessairement une erreur passée et aura tendance à ne pas toujours retourner visiter des points ayant très peu de probabilité d'avoir évolué. Si l'enquêteur change de points chaque année, en revanche, une plus grande objectivité est attendue, mais par conséquent un risque de ruptures de séries et une perte de temps. Ne pouvant sélectionner une approche sur une autre, le Service du Ministère de l'Agriculture n'a pas imposé d'approche et a laissé le choix aux départements (Fournier, 1972). Dès lors, il n'est pas possible de conclure à la présence d'un biais systématique ni de fausse continuité ni de fausse rupture simplement en se référant au protocole : seule l'analyse des données permettra de recourir à des hypothèses sur ces biais. Enfin, concernant les biais subjectifs propres au protocole, une citation de Fournier (1972) est éclairante sur la façon dont est considérée la place de ces biais au sein de l'enquête : « *les relevés objectifs sont parfois empreints d'une certaine subjectivité. Le personnel d'enquête ne peut se recruter que parmi une certaine élite à condition d'avoir une résistance physique certaine et un sens de l'observation très développé. Des erreurs existent, qui peuvent être décelées par sondage, mais qui arrivent à se compenser au niveau départemental et à plus forte raison au niveau national* ». Cette hypothèse selon laquelle ces erreurs se compensent s'oppose à l'hypothèse d'un biais systématique (voir chap. 6).

Pertinence des taux de changements estimés

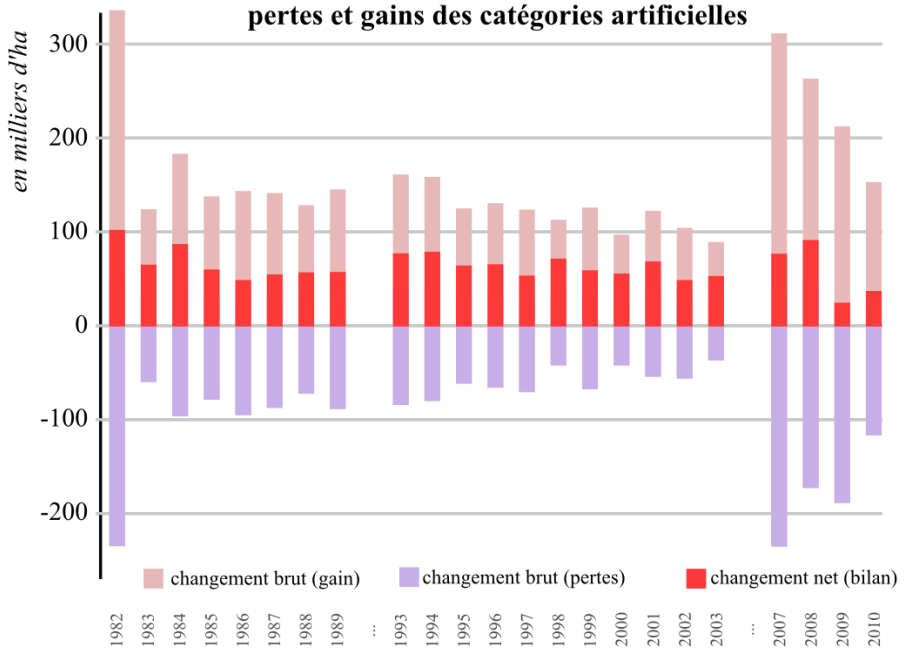
Les données TerUti présentent d'importants changements bruts. La distinction entre changements bruts et nets est ainsi très importante, car les dynamiques nettes (soldes) estimées par TerUti sont d'un ordre de grandeur tout à fait inférieur aux dynamiques brutes, et ce même pour l'artificialisation (fig 4.10). Autrement dit, TerUti estime des changements d'occupation dans les deux sens : vers l'artificiel et de l'artificiel. Si ces dynamiques peuvent être en partie des artefacts, il convient de souligner leur invalidité car ce sont précisément ces flux bruts qui sont comptabilisés dans l'inventaire UTCATF.

Fig. 4.9 Changements bruts pour les catégories forestières (séries TerUti 1, 2 et 3).



Le changement net (en foncé), en l'occurrence une augmentation annuelle (sauf en 2008) de la forêt de quelques dizaines de milliers d'ha, est le résultat de deux dynamiques contraires (déboisement et (re)boisement) et qui se compensent en grande partie. Le rapport entre l'amplitude des dynamiques brutes et celle des dynamiques nettes est très inégal. L'incohérence des trois séries TerUti apparait ici clairement. Par ailleurs, on dénote un deuxième artefact : la surestimation systématique des changements lors de la première année en début de série.

Fig. 4.10 Changements bruts pour les catégories artificielles (séries TerUti 1, 2 et 3).



Les mêmes observations que pour les catégories forestières peuvent être faites pour les catégories artificielles. En revanche, la plausibilité de ces dynamiques brutes est davantage remis en question au vu du thème : la « *désurbanisation* » représenterait la moitié de l'urbanisation…

Pertinence thématique : analyse de la nomenclature

Nomenclature de TerUti (1) et (2)

Il s'agit d'une double nomenclature, avec à la fois une nomenclature pour l'occupation et une autre pour l'utilisation, chaque point enquêté étant classé dans ces deux nomenclatures. Les classes d'occupation sont organisées en 8 catégories principales dans les séries TerUti (1) et (2). L'organisation de la nomenclature ne répond pas à des critères scientifiques ni statistiques, nous proposons ci-dessous de la réorganiser légèrement afin de faire ressortir plus clairement les grandes catégories :

Table 4.3. Organisation de la nomenclature d'occupation du sol de TerUti (1 et 2).

N°	Catégorie (niv. 1)	Catégories de niv.2	Nb de catégories de niv.3
	Eaux, Zones humides		5
	Sol à roche affleurante		2
	Sols boisés	Bois et forêts	4
		Sup. boisée hors forêt	2
		peupleraies	3
	Sols agricoles utilisés	Terres labourables	20
		Cultures spécialisées	2
		Superficie en herbe	5
		Cultures permanentes	13
	Landes, friches, maquis, haies		4
	Sols artificiels	*Jardins et pelouses*	2
		Autres sols ni altérés ni bâtis	5
		Sols artificialisés non bâtis	7
		Sols revêtus	4
		Sols bâtis	7
	Zones interdites		1
Total	*6*	*15*	*82*

Les intitulés en italique ne sont pas mentionnés dans la documentation, nous les avons créés par souci d'organisation.

Table 4.4. Organisation de la nomenclature d'utilisation du sol de TerUti (1 et 2).

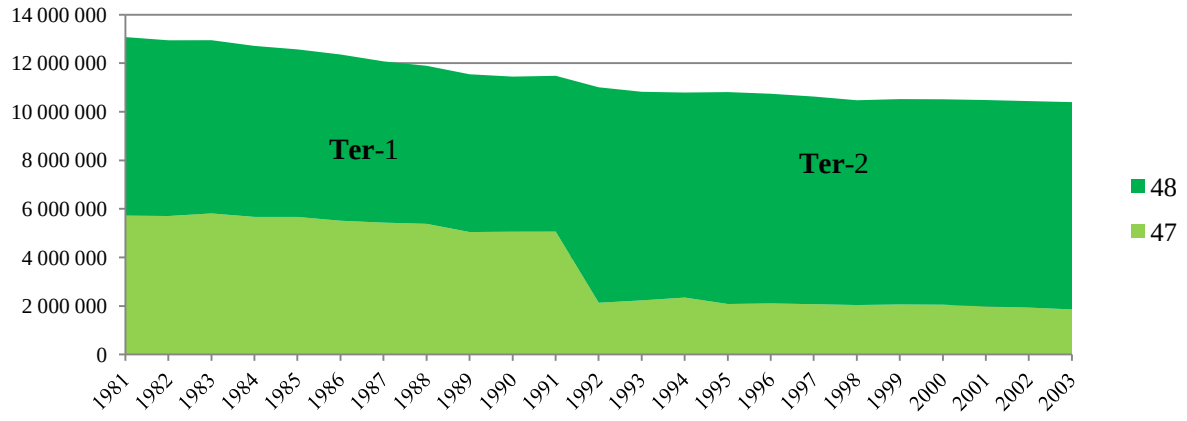
Production minière
production agricole
Production agricole occasionnelle
Production ligneuse
Production piscicole
Industrie
Energie
Réseau routier permanent
Réseau ferroviaire
Réseau fluvial et maritime
Réseau aérien
Autres réseaux (adductions d'eau)
Commerce et artisanat de service
Administrations et collectivités locales
Armée
Enseignement et recherche

Culture
Lieux de culte
Equipements sociaux et sanitaires
sports et loisirs de plein air
habitat individuel
Habitat collectif
Dépôts et décharges en général
Protection réelle du milieu
Absence d'usage

Evolution entre TerUti (1) et (2)

Afin de se rapprocher des définitions de la statistique agricole, la définition des prairies et des classes relevant de cette catégorie a été revue. La nomenclature TerUti (1) sépare les prairies par un critère de gestion (pâturées ou fauchées au moins en partie) ; TerUti (2) les sépare par un critère de statut (temporaires ou permanentes). Cela entraine une partie du décrochement (Agreste, 1993), visible sur la figure ci-dessous.

Fig. 4.11 Artefact lié au changement de définition des prairies. Surfaces en Prairie temporaire et prairie permanente entre TerUti (1) et TerUti (2)



La tendance générale de diminution totale des prairies est cohérente entre les deux séries, cependant un artefact important entraîne un échange de surfaces entre les codes 47 et 48 lors du passage de la série TerUti-1 à TerUti-2 entre 1991 et 1992.

Nomenclature de TerUti (3)

Le passage de TerUti(2) à TerUti(3) dit « TerUti-LUCAS » a entrainé une refonte de la nomenclature, de façon à suivre la nomenclature LUCAS. Depuis, l'enquête LUCAS a évolué et les nomenclatures des deux données diffèrent de nouveau.

Table 4.5. Organisation de la nomenclature d'occupation du sol de TerUti (3).

Catégorie (niv. 1)	Catégories de niv.2	Nb de catégories de niv.3
Espaces artificiels	bâti	9
	Non-bâti	4
Terres cultivées	céréales	12
	Racines et tubercules	3

	Cultures industrielles	11
	Fruits, fleurs (dont vignes)	6
Terres boisées	forêt	9
	bosquets	4
	Haies et alignements d'arbres	10
Surfaces en herbe	landes	2
	Prairies permanentes	2
	Autres surfaces en herbe	2
Sols nus ou à roche affleurante		5
Eaux, Zones humides		6
Zones interdites		1
7	*15*	*88*

Problèmes posés par la nomenclature TerUti

La nomenclature TerUti est particulièrement riche (en particulier dans le domaine agricole) par rapport à la plupart des données d'occupation du sol dont nous traitons ici. Le nombre élevé de classes entraine mécaniquement une plus forte probabilité d'enregistrer des changements. Cette nomenclature fine introduit en effet de fortes variabilités possibles quant à l'interprétation d'une même surface (par exemple une parcelle agricole). La nomenclature en elle-même conduit dès lors à analyser avec prudence les changements bruts estimés par TerUti, dans la mesure où un changement de classes peut être dû à une interprétation différente d'une même réalité, surtout lorsque les classes sont sémantiquement proches. Deuxièmement, cette nomenclature reflète le principe de départ de TerUti : enregistrer l'évolution du monde agricole en tant qu'espace productif, entraînant une vision de l'espace et des catégories qui composent le paysage qui n'est pas la même que la vision retenue dans une approche de comptabilité carbone[1]. Troisièmement, les différences entre certaines classes sont délicates à appréhender, surtout pour des enquêteurs qui ne seraient de formation ni agronome, ni forestière, ni scientifique (écologie, géographie). Des classes différentes recouvrent des réalités biogéographiques parfois très proches et la distinction relève de l'interprétation fine, donc d'une certaine subjectivité et de l'expérience de l'observateur. Cela est surtout le cas pour les classes des superficies en herbe et buissonnantes (prairies artificielles, fauchées, pâturées, alpages pâturés, superficie en herbe à faible productivité, pelouses, friches, landes, jachères) et pour les espaces boisés hors forêt (bosquet, arbres épars, prés-vergers, maquis-guarrigues, jardins d'agrément). Cela est encore plus marqué pour l'indentification de l'utilisation, difficile à déterminer sans indices clairs. Nous avons expérimenté cette difficulté sur le terrain (voir chapitre 6). Malgré des efforts d'harmonisation, la nomenclature de l'enquête n'est pas totalement compatible avec d'autres sources pourtant proches (LUCAS, IFN) (CNIS, 2016).

Pertinence temporelle : analyse de la fréquence d'acquisition d'information

La fréquence annuelle de TerUti est calquée sur les besoins de suivi des cultures annuelles, conformément à la vocation historique de l'enquête. Cette fréquence – et le renouvellement de l'enquête quasiment chaque année est aussi, en partie, à l'origine du choix par le CITEPA d'utiliser TerUti comme source d'information sur les changements d'occupation du sol. Cette fréquence correspond à un idéal de mise à jour annuelle d'une information statistique, dégagée de possibles effets saisonniers si l'enquête est menée au même moment chaque année – en été pour TerUti. Néanmoins, les multiples sources d'erreurs possibles se cumulent chaque année et les séries TerUti présentent de nombreuses variations, ruptures, aberrations d'autant plus fréquentes qu'elles sont possibles d'une année à l'autre.

[1] Ce problème se pose dans des termes similaires pour l'Inventaire Forestier National (voir plus loin dans ce chapitre).

Pertinence spatiale

La répartition des points de l'enquête TerUti n'a pas de signification spatiale autre que la représentativité statistique. Un point ne vaut pas en tant qu'il est géographiquement situé (emplacement absolu) mais en tant qu'il appartient à un département (emplacement relatif) et en tant qu'il appartient à un ensemble de points: il n'a qu'une signification statistique d'échantillon représentatif. On peut dresser trois niveaux d'analyse de la pertinence spatiale : a) le point en tant qu'emplacement physique, fenêtre d'observation autour d'un point sans surface ; b) la surface de représentativité d'un point, une fois extrapolé ; c) l'emplacement des points sur le plan d'échantillonnage, leur distance les uns aux autres, les analyses de voisinage… (voir chapitre 6). De plus, dans la nouvelle série, le choix des zones les plus susceptibles de changer, qui vont être enquêtées avec une plus forte densité de points d'échantillonnage, ajoute une nouvelle difficulté en rendant hétérogène la représentativité des différents points.

Pertinence pour l'inventaire UTCATF

TerUti est utilisé depuis plusieurs années par le CITEPA pour estimer les surfaces annuelles de changements d'occupation des sols dans le cadre de l'inventaire UTCATF. En raisons des éléments présentés ci-dessus, de nombreux retraitements sont nécessaires qui ont pour but de reconstruire une cohérence globale entre séries. L'importance des changements bruts et leur pertinence pose un problème majeur dans ce contexte, car ce sont bien ces changements bruts qui sont comptabilisés dans les matrices de changement et qui représentent des flux de gaz à effet de serre.

4.2.2 LUCAS

L'enquête LUCAS est une enquête par échantillonnage réalisée à l'échelle européenne et dirigée par Eurostat. A l'origine, TerUti devait se fondre dans cette enquête pour constituer la partie française de LUCAS. Néanmoins, les deux bases coexistent aujourd'hui indépendamment.

Principes méthodologiques

Origines

Le besoin d'avoir des données harmonisées, à l'échelle européenne, sur l'évolution de l'occupation du sol et principalement des cultures, notamment dans le cadre de la gestion de la politique agricole commune (PAC), a été exprimé à plusieurs reprises par plusieurs instances européennes, avec notamment le projet MARS (« *Monitoring Agricultural ResourceS* » (Decision 88/503/EEC du 26 Septembre 1988), et le séminaire FADO (*Future Agricultural Data Outline*, 13-15 mai 1998). En 2000, une décision du Parlement et du Conseil européens (décision 1445/2000/EC)[1] met en place « *l'application de techniques d'enquêtes aréolaires et de télédétection aux statistiques agricoles pour la période 1999-2003* », qui donne lieu à l'enquête LUCAS (*Land Use/Cover Area frame statistical Survey* ou Enquête statistique Aérolaire sur l'Utilisation et Occupation des Terres) organisée par le bureau statistique européen (EuroStat), en lien avec la Direction Générale de l'Agriculture de la Commission européenne et le Centre Commun de Recherche européen (JRC). Contrairement à TerUti, cette enquête n'est pas annuelle mais menée tous les trois ans: 2003, 2006, 2009, 2012, 2015. L'objectif est de disposer d'une donnée harmonisée, donc comparable, sur l'état et l'évolution de l'utilisation et de l'occupation du sol dans l'ensemble des états membres, de manière à passer outre les lenteurs et les difficultés de l'agrégation des données nationales hétérogènes. Cette enquête fournit, outre des statistiques sur l'occupation et l'utilisation de terres, un ensemble de données agro-environnementales[2] (indicateurs, PAC, sols, artificialisation…) complémentaires des cartes de Corine Land Cover pour le pilotage des politiques européennes, même si leur fréquence de production est encore différente[3].

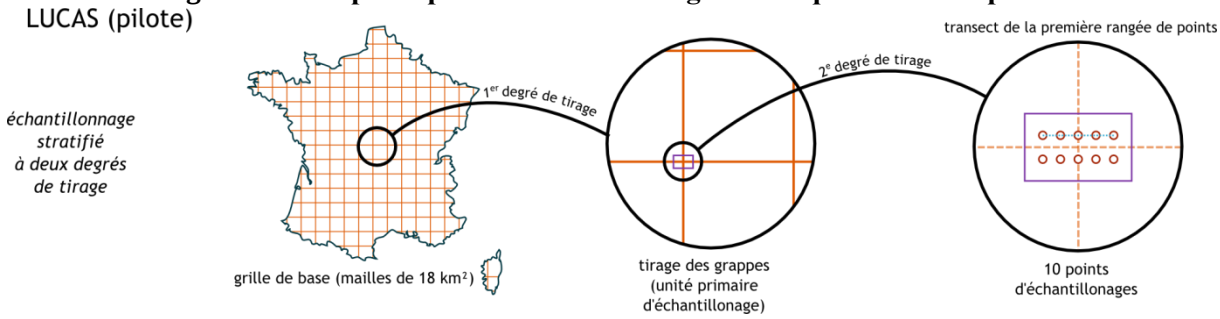
L'enquête pilote (2001, 2003)

Un « TerUti » à l'échelle européenne

La mise en place de l'enquête LUCAS a d'abord pris la forme d'une enquête pilote menée en 2001 et en 2003, sur le modèle de TerUti, c'est-à-dire selon un échantillonnage systématique en grappes, alors considéré comme plus efficace à mettre en œuvre (Zimmer, 2011). TerUti a alors été modifié (grille et nomenclature) dans la perspective de fusionner avec LUCAS. Ainsi, l'enquête LUCAS pilote (2001-2003) repose sur un plan d'échantillonnage en une phase où les points sont regroupés en grappes (segments).

[1] Sa période d'application a été allongée à plusieurs reprises (décisions 2066/2003/EC, 78/2008/EC).
[2] Indicateurs divers sur l'agriculture, les sols, etc.
[3] Actuellement, LUCAS (tous les 3 ans) est deux fois plus fréquent que CLC (tous les 6 ans). Néanmoins, CLC a pour but d'être produite plus fréquemment, grâce à l'amélioration des technologies et la réduction des coûts (www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Land_services).

Fig. 4.12 Principe du plan d'échantillonnage de l'enquête LUCAS pilote



Les raisons de l'abandon de l'approche TerUti

Eurostat et le JRC ont mis à profit ce retour d'expérience pour développer une autre méthodologie afin d'optimiser le rapport coût-efficacité du plan d'échantillonnage (notamment à la demande de la Grèce). La nouvelle approche retenue s'opère en deux phases où les points ne sont pas regroupés en grappes mais sélectionnés après stratification. Il existait d'autres voies que ces deux techniques, mais le JRC a préféré la méthode qui minimisait la variance (Zimmer, 2011). Cette méthodologie a été choisie[1] pour plusieurs raisons : elle permet un calcul plus direct des estimations, améliore l'efficacité de la stratification, réduit la variance par un facteur 3 environ, évite les problèmes de grappes incomplètes, a une logique de mise en place plus claire, réduit les coûts de réalisation (Jacques et Gallego, 2005).

Méthode de l'enquête depuis 2006

Première étape : plan d'échantillonnage de base

Une grille de base de 1 km (« échantillon-base »), de projection LAEA (Lambert Azimuthal Equal Area) couvre l'ensemble de l'Europe. Ensuite les points d'échantillonnage sont pris sur une grille 2 km appelée (*grille maître*). Les points ont ensuite été intersectés avec les NUTS (régions administratives) et avec un modèle numérique de terrain pour ne pas retenir les points situés à une altitude supérieure à 1200 m (ce qui peut entrainer une sous-représentation des alpages). L'objectif général est de ne pas enquêter tous les points d'échantillonnage. Là où une approche TerUti consiste à rassembler les points en grappes et à n'enquêter qu'une partie de chaque grappe, approche qui considère les points à l'aveugle, LUCAS propose une approche différente qui se fonde sur une pré-classification des points.

Deuxième étape : stratification des points

La stratification correspond ici à un pré-classement de chaque point par grande catégorie d'occupation via photo-interprétation d'ortho-photographies (pour 80% des points environ) ou via l'interprétation d'images satellites[2]. Ainsi, pour l'ensemble de la surface, chaque point est pré-classé, c'est-à-dire qu'on lui attribue une catégorie très générale d'occupation du sol (appelée *strate*) parmi sept catégories (terres arables, cultures permanentes, prairie permanente, sol boisé et landes, sol nu ou à végétation rare, artificiel, eau).

Troisième étape : sélection des points par strate

C'est ensuite en fonction de ce pré-classement que l'on décide quels points seront finalement sélectionnés pour être enquêtés[3]. Chaque strate se verra attribuer un nombre de points à enquêter, en fonction de leur importance relative dans le paysage.

[1] En partie sur le modèle de l'enquête italienne AGRIT (Jacques et Gallego, 2005).
[2] Des images Landsat ont été utilisées (Jacques et Gallego, 2005)
[3] Il s'agit en réalité d'un premier degré de tirage, les points effectivement enquêtés étant répartis de manière homogène dans l'espace, comme expliqué dans les paragraphes suivants.

Tableau 4.6. Strates de l'enquête LUCAS

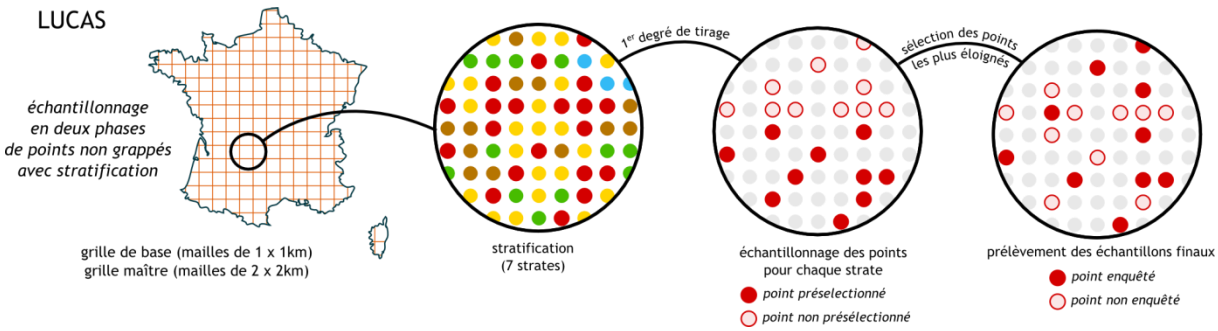
Strate	Taux d'échantillonnage final	Importance relative dans le paysage européen
Cultures	50 %	24 %
Prairies	40 %	19 %
Terres boisées	10 %	42 %
Landes	10 %	4 %
Sol nu	10 %	2 %
Zones artificielles	10 %	5 %
Surfaces en eau et zones humides	10 %	4 %

Cela signifie que 50% des points pré-classés en « terres arables » seront effectivement enquêtés sur le terrain, et seulement 10% des zones pré-classées en « zones artificielles ». L'importance relative dans le paysage européen, à titre indicatif, correspond à la répartition de l'occupation du sol estimée par l'enquête LUCAS 2012 (UE-27).

Grâce à cette sélection des points d'échantillons à enquêter, le nombre de points passe, pour l'Europe, d'environ 1 100 000 points théoriques à 263 780 (en 2009) et 270 389 points (en 2012) (dont environ 40 000 en France).

Si l'on sélectionnait aléatoirement, au sein de chaque strate, les points à enquêter, cela créerait une carte où les points à enquêter ne seraient pas répartis de façon optimale (les points sélectionnés peuvent se retrouver proches les uns des autres, et fournir ainsi une information redondante par effet d'auto-corrélation spatiale). Des règles de sélection des points, maximisant leur éloignement, permettent de réduire cet effet et de rendre plus homogène la disposition des points échantillonnés à enquêter.

Fig. 4.13. Le principe de l'enquête LUCAS



Cette figure présente les grandes étapes de construction de la donnée : la première est l'emplacement de tous les points d'après une grille. La deuxième est la stratification : chaque point est pré-classé. Prenons, parmi eux, les points pré-classés dans une strate (les points en rouge dans la figure). Si le taux d'échantillonnage de cette strate est de 50%, cela signifie qu'on ne présélectionne qu'une moitié de ces points pour l'enquête finale (étape 3). Ensuite, les points sélectionnés sont répartis de manière spatialement homogène. Réalisation Robert, 2016.

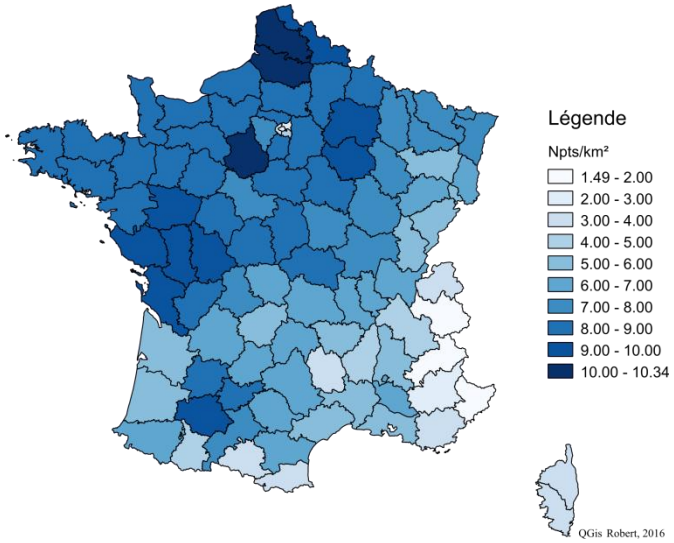
Quatrième étape : visite des points par des enquêteurs.

L'enquête européenne est subdivisée en 6 lots, la France étant intégrée au lot n°2 (Belgique, Espagne, France, Luxembourg, Pays-Bas, Portugal). Les enquêtes sont réalisées par des entreprises sélectionnées suite à un appel d'offre européen[1] qui font appel à de la sous-traitance pour le travail de terrain. Ainsi, différentes entreprises mènent l'enquête selon les lots et selon les années[2]. D'après une

[1] Sauf dans le cas de l'enquête pilote réalisée, en France, par le SSP.
[2] Communication & Systèmes a enquêté la France en 2006, Kitry group en 2009 et 2012.

offre publiée par Kitry, une enquête pour la France mobilise 6 enquêteurs qualité, gérant chacun 15 enquêteurs, soit 90 enquêteurs se répartissant les points à enquêter (38338 en 2012) soit environ 400 points par enquêteur.

Fig. 4.14. Densité des points LUCAS (2006) enquêtés par département



La densité de points enquêtés n'est pas liée à la taille du département mais elle dépend surtout de l'altitude (points non enquêtés au dessus de 1200m) ainsi que de la stratification (les points en zones agricoles sont les plus enquêtés, au détriment des zones enforestées en particulier). Cela explique le faible taux d'échantillonnage relatif dans les départements alpins et pyrénéens et fortement boisés (Landes, Vosges…) ; et le fort taux d'échantillonnage en zone d'agriculture d'openfield (Eure-et-Loir, Somme, Pas-de-Calais, etc.). Réalisation Robert, 2016.

Collecte d'informations complémentaires par les enquêteurs

Analyse d'échantillons de sol

Les enquêteurs, en 2009, ont du prélever sur certains points des échantillons de sol afin d'alimenter une base de données d'Eurostat sur la qualité des sols européens (voir chap. 2).

Renseignement des éléments linéaires

Il s'agit d'affiner la description des paysages en construisant un indicateur de leur forme. L'enquêteur doit suivre un transect entre deux points en notant combien de fois des éléments linaires viennent le croiser. Néanmoins il reste difficile d'estimer la longueur d'éléments linéaires à partir d'une grille d'échantillonnage et de ce transect : cela revient, comme le souligne Bertin (2001) à adapter le problème mathématique de l'aiguille de Buffon (qui permet d'estimer la longueur d'aiguilles jetées aléatoirement à partir du nombre de fois où elles croisent une rainure du parquet).

Prise de photographies

Les enquêteurs LUCAS doivent interpréter l'utilisation et l'occupation du sol mais aussi prendre des photographies, comme indiqué dans leur guide de terrain (Eurostat, 2013) : si le point est directement interprété au sol, alors l'enquêteur doit prendre une photo du point (la distance et la direction sont libres, de manière à intégrer des points de repère) ainsi que quatre photos (dites 'du paysage'), dans les quatre directions (N, S, E, O) autour du point (afin de pouvoir à terme suivre l'évolution des paysages). Si le point est uniquement photo-interprété, une photo doit démontrer l'impossibilité de l'accès au point. Si le point est classé en catégorie « Culture », « Forêt », « Landes et

Maquis » ou « Prairie », une photographie précise de l'occupation du sol (végétaux) doit permettre d'appuyer l'interprétation (en particulier pour les types de cultures). Enfin, ces photos serviront comme vérité-terrain pour la calibration et l'évaluation de l'exactitude d'autres projets européens tels que Corine Land Cover (Gallego et Bamps, 2008 ; Eurostat, 2013). L'ensemble de ces photos sont librement consultables sur le site internet d'Eurostat, via un espace dédié[1].

Format des données, disponibilité et utilisation

Format

Les données 2006, 2009 et 2012 sont disponibles librement auprès d'Eurostat sous forme de tableaux, avec géoréférencement des points uniquement à partir de 2009. L'enquête 2015 a été réalisée, mais non mobilisée ici car les données n'étaient pas encore disponibles. Les tableaux de données renseignent plusieurs champs d'information : les coordonnées du point (variable « LAEA »), la strate (variable « strata »), les codes d'occupation et d'utilisation, la date de visite, le renseignement de transect, ainsi que deux variables numériques (variables appelées « weight » et « peso ») permettant de calculer le coefficient de représentativité de chaque point en fonction du nombre de points par région (niveau NUTS-2) et de la strate.

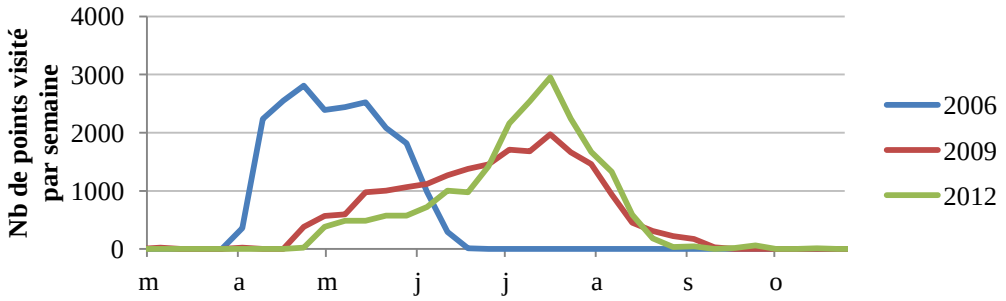
Calcul du coefficient d'extrapolation

Les données brutes ne contiennent pas directement les surfaces d'extrapolation de chaque point, et ne permettent donc pas de calculer directement les sommes des surfaces pour chaque catégorie. Seules des variables statistiques intermédiaires (listées ci-dessus) sont fournies. Nous avons recalculé les coefficients d'extrapolation (V) des points en tenant compte des deux critères jouant sur la représentativité du point : son appartenance à une région et son pré-classement (strate) (pour 2006, les variables intermédiaires ne sont pas renseignées[2] et ces calculs n'ont donc pas pu être réalisés.

Variabilité des dates de visite des points

Nous disposons des dates de visite de chaque point (contrairement aux données TerUti). Sur les points communs entre les 3 enquêtes, les périodes varient :

Figure 4.15. Dates de visite des points en France dans les enquêtes LUCAS 2006, 2009 et 2012



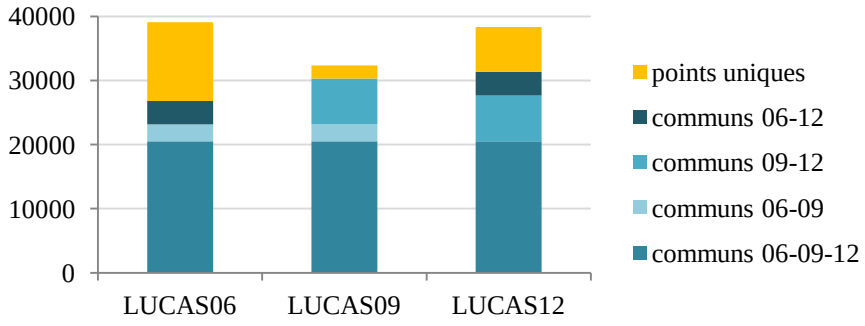
On observe que l'année 2006 a été réalisée selon un calendrier différent des campagnes suivantes, avec des observations au printemps. Les campagnes 2009 et 2012 ont toutes les deux eu lieu en été, ce qui est notamment utile pour la reconnaissance des céréales. Il est nécessaire que les prochaines campagnes soient réalisées dans cette même période, afin de conserver une cohérence des interprétations. Réalisation Robert, 2016.

[1] http://ec.europa.eu/eurostat/web/lucas/lucas-photo-viewer
[2] Cette enquête étant considérée comme une année test, les résultats bruts ne sont pas fournis par Eurostat et l'AEE.

Le problème du renouvellement partiel des points d'échantillonnage

Une analyse de la base de données LUCAS nous permet de savoir quelles années un point a été enquêté. Cette comparaison des points nous permet de constater l'absence de visite systématique des mêmes points (fig. 4.16). De ce fait, comparer l'évolution des points sur plusieurs années entraîne une réduction de l'échantillon. Selon les années comparées (deux à deux ou les trois ensemble), les points communs ne représenteront au pire que 54% d'un échantillon annuel (2012 pour la comparaison des trois années) et au mieux 86% (2009 pour la comparaison 2009-2012). Dès lors, ces points, communs à chaque année, sont-ils représentatifs du territoire entier ?

Figure 4.16. Analyse des points enquêtés dans l'enquête LUCAS en France



Réalisation Robert, 2016

Il est prévu dans la méthode de production que chaque point visité une année n'est pas forcément revisité lors de l'enquête suivante. Le protocole vise seulement à inclure *autant que possible* (Kay, 2013) les points d'échantillons déjà visités l'année précédente ; lors de la 2e phase d'échantillonnage. En principe, ces points communs devraient constituer un sous-échantillon suffisant pour estimer les changements (Kay, 2013). Néanmoins, à la différence de TerUti, l'enquête LUCAS n'est pas conçue pour que l'on puisse en tirer l'ensemble des changements bruts, l'évolution de chaque point entre chaque enquête. Or, il est intéressant de noter que ce sont en partie des arguments statistiques qui ont entraîné la mise en place de cette approche en lieu et place d'une approche type TerUti. Dès lors, on peut s'interroger sur la pertinence statistique de prendre en compte TerUti pour les changements bruts. LUCAS est une base orientée vers le suivi des surfaces et non des changements point à point, étant donné que tous les points enquêtés ne sont pas communs chaque année. La base TerUti conserve tous les mêmes points d'une année à l'autre : c'est une base orientée vers le suivi des changements.

Qualité

Précision et taux d'erreurs

L'enquête a été conçue avec l'objectif d'atteindre une précision d'estimation des surfaces (fourchette d'erreur) de 2%, du moins pour les catégories les plus représentées (Delincé, 2001). Une vérification externe (Kay, 2013) a dressé les conclusions suivantes : le taux général d'erreur est de 4,5 %, une source majeure étant l'interprétation par l'enquêteur du poste d'occupation et d'utilisation, c'est-à-dire le biais observateur (voir chapitre 6). Une évaluation de la pertinence de l'enquête en Belgique (Kestemont, 2004) conclue que les erreurs de positionnements de points sont à l'origine d'une surestimation des changements. Cela peut aussi s'appliquer à TerUti. Enfin, Gallego & Bamps (2008) ont montré que Corine Land Cover (CLC) pouvait être utilisé de manière satisfaisante comme

moyen de calibrer l'estimation des surfaces par LUCAS, CLC étant moins précis et deux fois moins fréquent, mais étant spatialement exhaustif.

Pertinence thématique

Il s'agit, comme pour TerUti, d'une double nomenclature, avec à la fois une nomenclature pour l'occupation et une autre pour l'utilisation, chaque point enquêté étant classé dans ces deux nomenclatures. Les classes d'occupation sont organisées en 8 catégories principales :

Table 4.7 Nomenclature simplifiée des codes d'occupation du sol de LUCAS

lettre	Catégorie (niv. 1)	Catégories de niv.2	Nb de catégories de niv.3
A	Zones Artificielles	2	5
B	Cultures	7	40
C	Forêts	3	6[1]
D	Landes/Maquis	0	2
E	Prairies	0	3
F	Sol nu	0	4
G	Surfaces en eau	0	4
H	Zones humides	2	5
Total	*8*	*14*	*69*

Chaque occupation étant indiquée, dans la base de données, par un code composé de la lettre de la catégorie principale suivie du chiffre de la catégorie de niveau 2, puis par celui de la catégorie de niveau 3.

Pour l'utilisation des terres, 15 catégories principales sont utilisées :

Table 4.8 Nomenclature simplifiée des codes d'utilisation du sol de LUCAS

code	Catégorie (niv. 1)	Nb de catégories de niv.2
U11	Agriculture	3, dont *friches* et *jardins*
U12	Foresterie	1
U13	Pêche	1
U14	Mines et carrières	1
U15	Chasse	1
U21	Production d'énergie	1
U22	Industrie manufacturière	7
U31	Transports [et espaces associés]	8
U32	Traitement des eaux et des déchets	2
U33	Construction	1
U34	Commerce, finances, bureaux	1
U35	Collectivités	1
U36	Récréation, Loisirs, Sport	4, dont *réserves naturelles*
U37	Résidentiel	1
U40	Sans utilisation	1
Total	*15*	*34*

Cette nomenclature a connu quelques évolutions entre 2009 et 2012. Les classes d'occupation ont été améliorées pour la forêt, avec une distinction entre les catégories de niv. 3 et les types de niv.4 ; et pour les sols nus avec le passage d'une catégorie unique (sol nu) à 4 catégories (roches, sable, lichen et mousse, autres sols nus).

[1] En plus des trois sous-catégories et des 6 sous-sous-catégories, 14 types de forêts ont été définis. Les catégories principales pour la forêt sont issues de la base européenne des habitats EUNIS, de l'EEA.

4.2.3 Données satellites mondiales

Parmi les produits mondiaux, nous privilégierons les produits les plus utilisés dans le contexte français et traiterons donc les jeux de données MODIS, Global Land Cover et GlobCover, et non les produits IGBP DIScover (Loveland et Belward, 1997; Belward et al. 1999 ; Loveland, et al. 2000) et UMD (Hansen, et al. 2000).

Encadré 2. Produits issus de données satellitaires

Les satellites et capteurs les plus pertinents pour suivre l'occupation du sol en France

Depuis le lancement de LandSat-1 en 1972, de nombreux satellites[1] ont été mis en orbite pour l'observation de la terre. Ces satellites embarquent des capteurs permettant le suivi de l'occupation du sol avec une résolution spatiale, spectrale et radiométrique de plus en plus élevée. Certaines des données issues de ces capteurs ont été traitées pour réaliser des produits cartographiques classifiant l'occupation du sol, par pixel (format raster) ou par polygones (format vecteur), et rassemblant dans une même couche spatiale des informations issues de l'assemblage de scènes différentes. Ce sont ces produits qui répondent ici au besoin de l'inventaire UTCATF car il s'agit de données déjà traitées fournissant des valeurs de surfaces et de changements d'occupation du sol dans une nomenclature donnée. Les produits issus des différents capteurs embarqués sur les plateformes spatiales satellites sont parfois désignés par le nom du satellite ou du capteur. Les spécifications techniques du satellite (comme la répétitivité) et du capteur (résolution optique, radiométrique et spectrale) influent sur les résolutions spatiales, thématiques et temporelles des produits qui en sont issus, mais ne définissent pas directement leur échelle : « *les données de télédétection n'ont pas d'échelle* » (Verger, 1982), comme le montre l'exemple de CLC 2006 produit à l'échelle de 25 ha avec des images SPOT-4 de résolution de 20 m (Bousquet, 2013). Ces programmes ont embarqué des capteurs de plus en plus performants, dont les caractéristiques permettent de distinguer trois générations (Puissant, 2003) : **i)** les capteurs de première génération avec une résolution spatiale de plusieurs dizaines de mètres[2], peu adaptés au suivi des paysages fragmentés (Lecerf, 2008) ; **ii)** les capteurs de seconde génération dits HRS (Haute Résolution Spatiale, de 10 à 30m)[3], dans les années 1980; **iii)** les capteurs de troisième génération dits THRS (Très Haute Résolution Spatiale, inférieure à 5m)[4]. De plus, ces capteurs ont généralement une résolution spatiale plus fine encore que celle indiquée, allant en dessous du mètre, mais réservée à un usage militaire. Des techniques de rééchantillonnage d'images permettent d'améliorer la résolution spatiale, permettant ainsi aux images HRS de devenir des images THRS simulées (Vacquie, 2011) notamment en fusionnant l'image multispectrale avec l'image panchromatique lorsqu'elle existe.

Les différents produits existants

Des produits mondiaux (Giri, et al. 2013), continentaux, nationaux ou locaux sont mobilisables pour le suivi de l'occupation du sol à l'échelle de la France. Nous nous concentrerons sur les produits à l'échelle la plus pertinente pour la France et les plus compatibles avec l'approche de l'inventaire UTCATF. Les produits **vecteurs**[5] correspondent le plus souvent à une carte de l'occupation du sol telle que préconisée par le GIEC pour les inventaires UTCATF (données « wall-to-wall). En effet, ces cartes reprennent les contours des éléments paysagers et la validation de ces informations semble à première vue simple, car l'image cartographiée reflète une vision commune et aujourd'hui intuitive de l'espace fait d'un patchwork de zones contigües et homogènes. Les données **raster**, ou matricielles[6] sont une représentation classique de la surface terrestre pour les équipes techniques et dans le monde scientifique, mais moins intuitive car la mosaïque créée dessine des frontières arbitraires dépendant de la taille du pixel.

[1] Landsat-2 à 8, Spot, Envisat, Ikonos, Sentinel, Pléiades, etc.
[2] Par exemple l'instrument MSS sur Landsat-1 à 3
[3] Par exemple l'instrument TM sur Landsat-4, ou HRV sur SPOT
[4] Par exemple le capteur HRG/HRS sur SPOT-5, ou d'autres capteurs, voir Vacquie, 2011 ; Gressin et al. 2014.
[5] CLC, Urban Atlas, Spot THEMA, CES-OSO, certains MOS régionaux, OCS-GE
[6] GlobCover, GLC, MODIS-LC, HRL ; CES-OSO…

Global Land Cover (GLC-2000)

Le projet Global Land Cover (GLC) 2000 est issu d'un partenariat entre 30 groupes de recherche coordonnés par le centre européen de recherches (Bartholomé et Belward, 2005) visant à fournir une carte de l'état de l'occupation du sol pour l'an 2000[1] (JRC, 2015).

Méthode de production

GLC-2000 est une carte raster produite par classification des données prétraitées de résolution 1 km acquises par le capteur Vegetation à bord de SPOT-4 entre novembre 1999 et décembre 2000 (Bartholomé et Belward, 2005). La classification, principalement non-supervisée, a aussi fait appel à des experts locaux, selon une division du monde en 19 grandes régions (Herold, et al. 2008), ainsi qu'à des données annexes (par exemple de l'imagerie radar pour affiner la classification des zones urbaines) (Mayaux, et al. 2006). Différentes procédures de mesure de la qualité de la classification ont été mises en place, comme des échantillons aléatoires (McCallum, et al. 2006) ou un échantillonnage stratifié selon les classes et le degré de complexité paysagère : au total, l'exactitude globale est estimée à 68,6%, score à mettre en lien avec la couverture globale (Mayaux, et al. 2006). Ce sont plusieurs produits régionaux qui ont été réalisés, dont un pour le Nord de l'Eurasie (Bartalev, et al. 2003).

Résolutions

Temporellement, une seule date a été produite. Spatialement, la résolution d'1 km limite son utilisation pour analyser l'occupation du sol à échelle nationale. En outre le format raster limite son usage pour repérer certaines configurations spatiales. Thématiquement, la nomenclature créée à partir du référentiel LCCS[2] de la FAO (Mayaux et al, 2006) comprend 26 classes, regroupées en 7 grandes classes (forêt (couvert < 20%, hauteur > 5m), landes arbustives (couvert < 20%, hauteur < 5m), prairies ou landes (couvert arboré < 20%), zones humides, toundra, autres végétations, sans végétation) pour la carte Nord-Eurasienne (Bartalev et al, 2003). Cette donnée peut servir de référence générale mais ses niveaux de résolutions sont insuffisants au regard des besoins de l'inventaire UTCATF.

GlobCover

Le projet GlobCover a été lancé en 2004 par l'Agence Spatiale Européenne (ESA) afin de fournir une carte d'occupation du sol mondiale de l'année 2005, pour la première fois à haute résolution spatiale (pixels de 300m de coté), en complément de GLC-2000. Il est désormais l'objet d'une collaboration plus large[3] afin de poursuivre et d'améliorer sa production et son utilisation (Arino, et al. 2012).

Méthode de production

GlobCover est un produit raster issu de données acquises par MERIS pendant une année, à la fois pour 2005 et 2009, prétraitées et corrigées. (Bontemps et al, 2012; Defourny et Bontemps, 2012). Comme pour GLC, le monde a été divisé en régions (22). La classification était supervisée par pixel pour les zones urbaines et humides ; non- et orientée objet supervisée pour les autres classes (Bontemps, et al. 2011). Cette classification a été validée par des données annexes, via échantillonnage, donnant une exactitude globale de 67.5% (Defourny, et al. 2010).

[1] Année de référence de l'ONU pour l'évaluation environnementale des écosystèmes, notamment dans le cadre du *Millenium Ecosystem Assessment.*

[2] Land Cover Classification System

[3] Autour de l'Agence Spatiale européenne (ESA), de la FAO, de l'UNEP, du Centre européen de recherche (JRC), et de l'International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP).

Résolutions

An et al. (2012) ont évalué la qualité de GlobCover 2009, et en particulier sa capacité à bien décrire les espaces agricoles en le comparant notamment avec des données FAO, trouvant des variations importantes de surface, entre 47 et 85% selon les définitions retenues. Ces résultats ne doivent pas masquer le domaine de validité, essentiellement l'échelle mondiale, de ce type de donnée, même si sa résolution spatiale la rend plus intéressante que les produits kilométriques. La nomenclature est basée sur le système LCCS de la FAO, en 22 classes (voir Annexe 3).

MODIS-LC

MODIS Land-Cover est un produit de la NASA, développé à l'Université de Boston, à partir des données fournies par l'instrument MODIS[1]. Ce produit a pour but d'être utilisable comme entrée biophysique des projets de modélisation à l'échelle mondiale (Friedl et al, 2002). Ce produit est donc différent du produit MODIS mis à jour tous les trimestres (Strahler et al, 1999 ; Friedl et al, 2000).

Méthode de production

Le produit MODIS-LC consiste en une série temporelle de mise à jour annuelle. Il est construit à partir d'un algorithme de détection de changement (*change-vector algorithm*) (Lambin & Strahler, 1994a,b) et d'une classification supervisée qui s'appuie sur des sites d'apprentissage (Friedl al 2002) et est validée à partir de données annexes (Muchoney et al, 1999), donnant un taux d'exactitude globale de 75 % (Bai, 2010). La série de données a prendre en compte est le produit « MOD44A MCD12Q1, Land Cover » de 2000 à 2012.

Résolution spatiale

La résolution spatiale de MODIS varie de 1 km à 250 m selon les dates et les produits. Cette résolution est jugée trop peu précise pour suivre au mieux les changements à échelle fine (Jin et Sader, 2005).

Résolution thématique

La nomenclature des produits MODIS-LC reprend le modèle en 17 classes[2] conçu par l'IGBP-DIS[3], exhaustives, exclusives (sans recoupement de classes), conçu pour que toutes les classes soient également interprétables avec des données de précision spatiale de 1km, de l'imagerie satellite plus précise ou de l'observation de terrain. Cette nomenclature de référence a été construite en reprenant les principes présentés par Running et al (1994) mais avec la volonté d'être utilisable comme entrée biophysique des projets de modélisation à l'échelle mondiale et de représenter les mosaïques paysagères. Il s'agit de classes pouvant être différenciées/ identifiées avec une faible incertitude par télédétection et pouvant être liées directement aux caractéristiques physiques du sol et de son couvert végétal (Loveland et Belward, 1997). La nomenclature est trop généraliste pour être adaptée aux besoins d'une comptabilisation carbone, car elle ne distingue pas des éléments paysagers surfaciques comme les espaces boisés, en herbe ou cultivés, mais opte pour une description des paysages en tant que surfaces mixtes – avec une catégorie pouvant être majoritaire. Pittman et al. (2010) indiquent des confusions de classification entre céréales et prairies de hautes herbes.

[1] *Moderate resolution imaging spectro-radiometer*, instrument embarqué sur le satellite Terra (images du matin) ou Aqua (images d'après-midi)
[2] Voir nomenclature complète en Annexe 3
[3] *International Geosphere-Biosphere Programme Data and Information System*

4.2.4 Corine Land Cover

Corine Land Cover (CLC) est une base de données constituée de cartes vectorielles et raster d'occupation du sol à l'échelle européenne pour quelques années et des cartes des changements entre deux millésimes. En France, elle constitue une référence pour les pouvoirs publics : c'est une source bien connue, aisément accessible, et qui sert souvent de point d'appui pour développer des cartes d'occupation du sol régionales. Pourtant, ses caractéristiques n'en font pas une source pertinente pour le suivi à échelle fine des changements d'occupation du sol. Nous nous attacherons à analyser le mode de production des cartes vectorielles, les plus utilisées.

Principes méthodologiques

Origines

Le programme européen CORINE (Coordination de l'information sur l'environnement), lancé en 1985 par décision du Conseil Européen, a pour but de créer un système d'information sur l'évolution de l'environnement européen afin d'accompagner la mise en place des politiques et l'évaluation de leurs impacts. Plusieurs projets ont été développés dans ce cadre, dont un projet d'inventaire cartographique paneuropéen de l'occupation des sols (projet « *land cover* »), de manière à générer une donnée de référence harmonisée pour différents usages. L'étude de faisabilité avait en effet conclu que les données existantes sur l'occupation des sols à l'échelle nationale étaient hétérogènes, peu diffusées et peu accessibles. CLC a donc été créé en tant que base de données géographique de l'occupation biophysique des sols[1]. Les aspects méthodologiques permettant une réalisation harmonisée étaient au centre du projet. L'objectif était de suivre l'évolution de la couverture des sols, le pas de temps de cinq ans avait été jugé le plus adéquat (Heymann, 1990). CLC est piloté par l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE) et s'inscrit dans le projet européen de surveillance de l'environnement par satellite GMES (créé en 1998, lancé en 2008, renommé Copernicus en 2013). Malgré cet objectif de suivi, les différents millésimes ont d'abord été conçus de façon indépendante et sans volonté de générer un produit cohérent en continu entre toutes les années.

Millésimes disponibles

La première carte produite renseigne sur la couverture du sol européen en 1990, puis l'opération a été renouvelée pour les années 2000, 2006 et 2012. L'accélération de la fréquence de mise à jour de la base, qui passe par une accélération du processus de production, est un objectif de l'AEE (Dorelon, 2010). Les différentes cartes produites ne sont pas homogènes entre elles : plus elles sont récentes, meilleure est la résolution. Pour chacune de ces années, une carte de l'occupation du sol est disponible. A chaque nouveau millésime, en plus de la production d'une carte d'état de l'occupation du sol, une carte des changements entre la nouvelle carte et la précédente est aussi produite. Ce produit ne cartographie que les polygones de changements. Comme la qualité des produits est différente, ces cartes des changements nécessitent de créer une version révisée de la carte précédente, pour éviter de reproduire des erreurs précédentes (EEA, 2007). Ainsi, quatre années ont été cartographiées : 1990 (AEE, 1994), 2000 (Büttner et al., 2004, Hazeu, 2003), 2006, 2012) ainsi que trois cartes de changements (1990 révisée-2000, 2000 révisée-2006 (EEA, 2007), 2006-2012). Il a été envisagé de réaliser aussi une carte de l'année 1975, mais ce projet n'a pas été mené à ce jour. CLC1990 a été produite en 10 ans, CLC2000 en 4 ans, CLC2006 en 1,5 ans (EEA, 2007), et CLC-2012 en 2 ans.

[1] La nomenclature détaillée précise aussi l'utilisation de certains postes.

Méthode de production

La production de CLC n'est pas centralisée mais divisée en lots soumis à appel d'offres. L'AEE coordonne l'ensemble et assure l'homogénéité des différents lots[1]. Un guide technique, régulièrement mis à jour pour prendre en compte les avancées techniques (EEA, 1994 ; 2000 ; 2012), détaille le protocole à appliquer pour produire les cartes d'état et de changement. CLC consiste en la réalisation de plusieurs produits : d'abord la création d'une image composite en fausses couleurs permettant l'interprétation et qui servira plusieurs fois (IMAGE_année); puis la carte de l'occupation du sol d'une année (CLC_année), et enfin la carte des changements intervenus entre deux années (CLC-Changes_année1-année2). Ces produits (CLC annuels et Changements) sont aujourd'hui couramment utilisés, néanmoins leur production présente des différences importantes. Les utilisateurs peuvent superposer les différentes couches entre elles : or, elles ne présentent pas de correspondances exactes. Par exemple, superposer les deux cartes CLC-2000 révisée et CLC-2006 ne fera pas ressortir les mêmes changements que la carte des changements entre 2000 révisée et 2006. Ces trois cartes sont produites de façon différente. Par conséquent, « *il n'est pas possible d'établir une relation mathématique exacte entre ces données, en raison de différences dans les unités minimales cartographiées. Ainsi, CLC2000, CLC2006 et CLC-Changes doivent être considérés, lorsqu'ils sont utilisés comme donnée d'occupation du sol, comme trois données (quasi) indépendantes* » (EEA, 2007 page 32). Nous allons donc présenter séparément la production des produits CLC_année et CLC-Changes.

Production du produit IMAGE

« IMAGE » est une composition colorée dans le visible et le proche Infra-Rouge, ortho-rectifiée, avec ennuagement minimal (<5%), rééchantillonnée, (multi-capteur et acquise à deux dates dès 2006). Pour chaque produit 'IMAGE', des informations sont tirées d'images satellites de dates différentes sur une période plus large que l'année de référence qui sera indiquée sur le produit[2]. Les images utilisées pour produire CLC 1990 en France sont issues de Landsat 5 MSS/TM (de 1987 à 1988 pour les régions au Sud et de 1989 à 1994 pour le reste (Derioz, 1999)) ; de Landsat 7 ETM (de 1999 à 2001) pour CLC 2000 ; de SPOT 4 et 5 et IRS P6 (entre 2005 et 2007) pour CLC 2006 (EEA, 2006) ; de IRS P6 et RapidEye (2011-2012) pour CLC 2012[3]

Production des millésimes :

Les cartes CLC annuelles sont produites par interprétation visuelle (assistée par ordinateur depuis le millésime 2000) d'images satellitaires préalablement assemblées et corrigées (produit IMAGE). L'unité minimale cartographiée est alors de 25 ha. La production d'une carte se fait par interprétation, qui peut être automatique, semi-automatique ou par interprétation visuelle selon le choix du prestataire (EEA, 2000), avec l'aide de sources complémentaires[4]. Pour CLC-1990, cette interprétation s'est faite sur des copies physiques : l'interprète dessinait le polygone sur un calque transparent au-dessus de l'image, puis ce dessin était numérisé de manière à fixer la topologie (éviter vides et recouvrements). Cette technique, à l'origine d'erreurs géométriques et thématiques (EEA, 1994), a été abandonnée au profit d'une interprétation à l'écran via un logiciel (Bossard, et al. 2000; Büttner et al, 2002). Pour CLC-2000, après une première classification automatique ou semi-automatique, ces classes sont converties dans la nomenclature CLC, les zones sont ensuite fusionnées par proximité spatiale et thématique (Bossard, et al. 2000). Ainsi donc plusieurs niveaux d'incertitude se cumulent : la qualité de la classification par pixel, l'efficacité de la généralisation automatique et la qualité de l'interprétation visuelle. L'application d'une méthode semi-automatique est longue et entraine nécessairement des défauts (erreurs inférieures à 5 ha) (Maucha et al, 2003). La carte annuelle

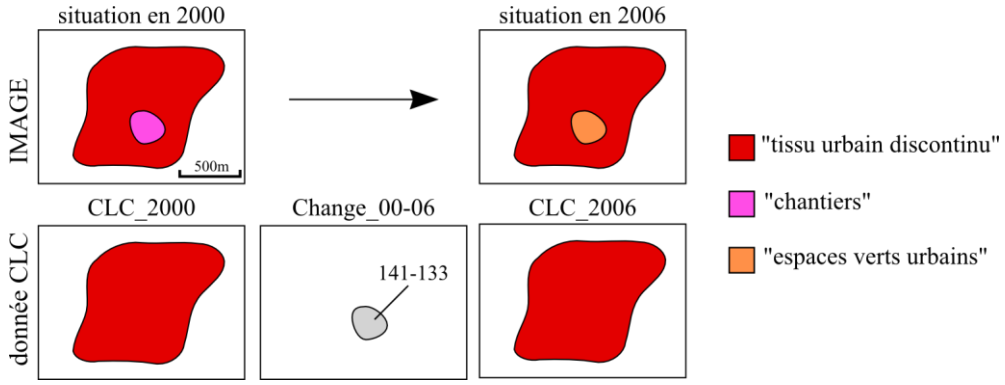
[1] Le millésime 2012 du lot couvrant la France a ainsi été réalisé par l'entreprise SIRS
[2] Pour le projet de carte relative à 1975, des images MSS (avec une nomenclature limitée au niveau 2) ont été envisagées.
[3] (alors que Sentinel 1A et 2 ont été utilisés en Angleterre et en Finlande (Balzter, et al. 2015 ; Törmä, et al. 2012).
[4] À partir de CLC 2006, des données LUCAS sont fournies aux prestataires comme vérité-terrain.

peut être produite directement, ou bien, à partir du deuxième millésime, en tant que mise-à-jour de la carte précédente, et donc après avoir produit la carte des changements. Les pays disposent du choix de la méthode appliquée[1], mais la seconde apporte davantage de cohérence et elle est conseillée à partir de 2006, de même qu'une plus grande automatisation de l'interprétation (EEA, 2007).

Production des cartes de changement

Les cartes de changement sont produites en réutilisant les produits IMAGE, et non simplement par soustraction des produits de deux années différentes. La volonté est de ne pas renseigner d'artefacts mais bien de signaler des changements réels (Feranec et al, 2016). L'UMC n'est pas de 25 ha comme pour les millésimes mais de 5 ha pour répondre à une exigence politique d'un suivi plus précis des changements (EEA, 2007). Une largeur minimale de 100 m est aussi nécessaire (Büttner et al, 2002 ; Feranec et al, 2007). Par exemple pour produire la carte des changements CLC 2000-2006, les changements ont été interprétés par comparaison entre IMAGE 2000 et IMAGE 2006, de manière à ce que l'interprète ait à juger le processus réel en jeu (EEA, 2007). Les changements renseignés servent cependant à préparer la cartographie complète de la deuxième année : dès lors la carte des changements est réalisée avant la carte annuelle lors de la production d'un nouveau millésime. Néanmoins, les pays choisissent quelle approche retenir : la moitié d'entre eux ont produit CLC-2000 directement (comme un produit indépendant) et l'autre moitié comme l'addition sous SIG de CLC-1990 révisé et des changements 1990-2000 (EEA, 2007)[2]. Une approche automatique permet d'intégrer les polygones supérieurs à 25 ha qui sont apparus parmi des polygones de classes différentes (apparition d'un élément supérieur à l'UMC). Une décision de l'interprète est par contre nécessaire lorsque l'apparition est faiblement inférieure à celle-ci (de 23 à 25 ha) (généralisation par « *exagération intelligente* ») ou lorsque plusieurs changements se cumulent sur des polygones voisins. Le dessin des polygones de changement doit se baser sur la carte de l'année de départ, de manière à éviter les scories et faux changements lors de l'intersection. Ce processus spécifique de production des cartes de changements explique finalement que les deux codes du changement indiqués dans les polygones (code année 1 – code année 2) ne correspondent pas toujours au code de la catégorie de la carte de l'année 1 et à celui de la carte de l'année 2, une fois superposées (EEA, 2007). A partir de CLC-2006, l'UMC pour les changements n'est plus différenciée entre apparition et modification de polygones : l'UMC unique de 5 ha est désormais appliquée (EEA, 2007).

Fig. 4.17 Différences entre millésimes et cartes des changements



Pour la carte des années 2000 et 2006, la zone (rose) d'abord classée en 141 puis en 133 n'est pas cartographiée car inférieure à 25 ha. A la place, le polygone 112 (rouge) est généralisé. Néanmoins ce changement supérieur à 5 ha est bien cartographié dans la base des changements 2000-2006. Dès lors la superposition des trois cartes donnera des informations a priori incohérentes (EEA, 2007).

[1] La littérature n'indique les méthodes qui ont été employées par chaque pays.
[2] De nouveau, les informations sur les choix individuels des pays ne sont pas renseignées.

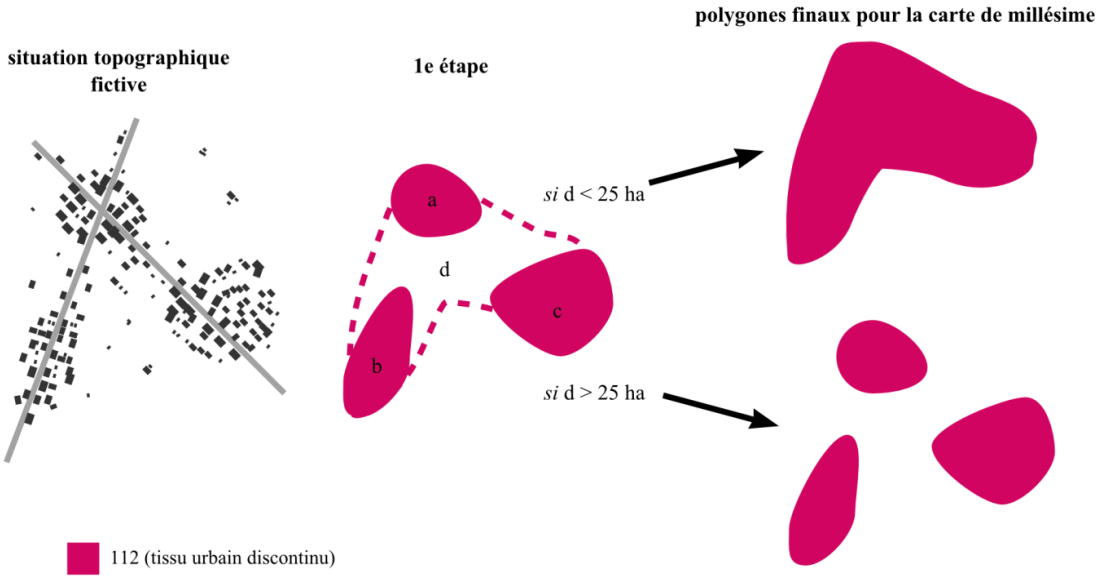
Analyse de la pertinence

CLC a un domaine de validité thématique, spatial et temporel relativement limité. L'utilisation de CLC est valable à l'échelle européenne et nationale principalement, éventuellement régionale. En deça, l'UMC est trop grossière : la pertinence de CLC diminue avec l'échelle d'analyse. CLC n'est pas adéquate pour le suivi des paysages complexes à haute résolution spatiale (Laffly, 2006). « *Il est clair qu'au-delà du 1/250 000, initialement prévu comme échelle de restitution, les données ne sont d'aucun intérêt. Au 1/100 000,* (…) *le détail des éléments de l'occupation du sol est gommé tant d'un point de vue graphique que thématique.*. » Laffly, 2006, p.119). Selon Gallego, et al. (1999), utiliser CLC pour quantifier les surfaces d'occupation du sol d'une région ou d'un pays en additionnant les surfaces des polygones par classe relève d'une approche naïve qui interprète la donnée au-delà de ses capacités, et mène à des estimations fortement biaisées. Néanmoins, utilisée comme co-variable, CLC s'avère utile pour cet exercice (Gallego, 2001). Cette procédure de création permet de limiter les faux positifs car la détection des changements est réalisée de manière disctincte de la production des millésimes. Néanmoins, utiliser cette base pour calculer des changements sur l'ensemble de la série temporelle multiplie les faux positifs. Les faux négatifs sont par contre très nombreux en raison des résolutions spatiale (UMC), thématique (classes mixtes) et temporelle (fréquence de plusieurs années) retenues.

Pertinence spatiale : les seuils différenciés de détection

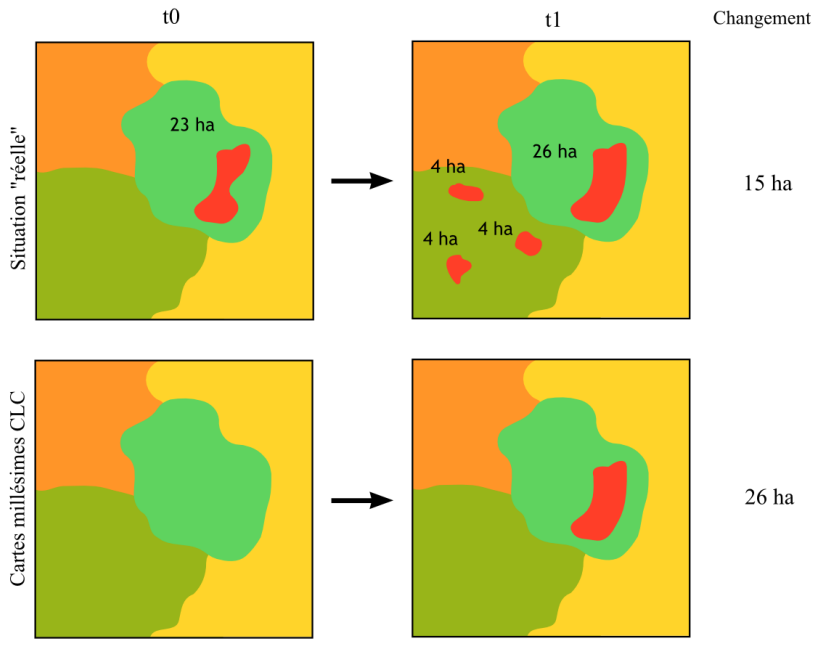
Le but initial du projet CLC étai de classer des unités spatiales en tant que zones homogènes ou avec une structure identifiable, représentant une « surface significative » compte-tenu de l'échelle utilisée (1 : 100 000^{e}) ; et devant être « aisément distinguables » des unités adjacentes. (EEA, 1994, 2000). Ces termes vagues se sont traduits par des spécifications précises. L'échelle de production est de 1 :100 000^{e}, avec une exactitude géométrique de 100m (EEA, 2007). Le domaine de validité de CLC est ainsi limité en raison de sa résolution spatiale (Pérez-Hoyos, et al. 2012) : en deça de la grande région, l'information n'est plus pertinente. L'étude de faisabilité (citée dans Heyman, 1990) a défini l'unité spatiale (alors appelée '*écozone*') comme un « *macro-système identifiable sur une zone d'une taille significative à l'échelle de travail adoptée (25ha) et dont la structure, en terme d'occupation du sol, est suffisamment représentative et stable pour servir d'unité de collecte et de données plus fines* ». La résolution différenciée (25 ha pour les cartes d'une année, 5 ha pour les changements) entraine un biais : cela permet un suivi de l'évolution de certaines formes par étalement ou rognage important ; en revanche, les changements par mitage restent moins bien détectés. Une évaluation menée au Luxembourg estime que 50 à 90% des changements réels seraient manqués (faux négatifs) par la couche de changement 2000-2006 (Dorelon, 2010). L'UMC de CLC n'est pas assez pertinente pour bien détecter les changements pour l'inventaire UTCATF, mais pertinente dans d'autre cas comme le suivi des tâches urbaines (Guérois, 2003, Bousquet, 2013). Plusieurs exemples de cas particuliers illustrent les angles morts et les effets de surdétection entraînés par ces UMC différenciées (Bossard et al, 2000).

Figure 4.18. Exemple (1) de règle de généralisation appliquée dans CLC



Dans la figure ci-dessus, on généralise en rassemblant ou non en un seul polygone des tâches urbaines proches (a, b, c), à partir du moment où l'espace qui les sépare (d) à est inférieur ou non à un seuil de 25ha. Réalisation : Robert, 2016, d'après Bossard et al. (2000).

Figure 4.19. Exemple (2) de règle de généralisation appliquée dans CLC



Dans le cas ci-dessus, à t0, une zone (a) de 23 ha n'atteint pas le seuil de 25 ha pour être cartographiée et donc n'est pas digitalisée. Elle est intégrée à un polygone plus grand, d'une autre classe. Entre t0 et t1, cette zone augmente de 3 ha : c'est en dessous du seuil de détection des changements. Or le résultat est une zone de 26 ha : la création d'un nouveau polygone est nécessaire. Cet exemple illustre la règle selon laquelle tout changement entrainant l'identification d'une surface supérieure à 25 ha entraine la saisie d'un nouveau polygone (Bossard, et al. 2000). A coté, 4 zones (b) créées de 4 ha. Il en ressort un changement estimé de : 26 ha au lieu de 3 ha et de 0 ha au lieu de 16 ha. Réalisation : Robert, 2016.

Pertinence thématique : analyse de la nomenclature

Heyman (1990) souligne que la nomenclature développée, « *ni meilleure ni pire que les autres* », présente les avantages d'être « *suffisamment détaillée*, ajustable par les pays qui peuvent ajouter un niveau supplémentaire ; « *largement admise par l'ensemble des intervenants* » et « *cohérente avec le mode d'utilisation de données de télédétection* ». La nomenclature de 44 classes est organisée en 3 niveaux, avec deux niveaux d'agrégation (de 5 et 15 classes). Cette nomenclature a été réalisée dans un but écologique et « physiographique », ce qui a justifié pour ses concepteurs le recours à l'interprétation humaine et non uniquement à des protocoles automatisés (Bossard, et al. 2000). Elle fait appel à des notions d'usage et pas seulement d'occupation, et présente des classes mixtes, composées d'objets ayant des couvertures différentes mais dont l'agencement, la structure, entraine l'appartenance à une classe (Bossard et al., 2000).

Tableau 4.9 Nomenclature simplifiée de CLC

code	Catégorie (niv. 1)	Catégories de niv.2	Catégories de niv.3
100	Territoires artificialisés	4	11
200	Territoires agricoles	4	11
300	Forêts	3	12
400	Zones humides	2	5
500	Surfaces en eau	2	5
Total	*5*	*15*	*44*

Voir en annexe 3 la nomenclature complète.

La nomenclature est quasi-constante mais la description de certains postes a évolué en 2006 (Feranec et al, 2016). Cette nomenclature soulève principalement le problème des classes mixtes[1], qui entrent en inadéquation avec une approche de type inventaire car elles ne permettent pas de répondre à notre besoin de distinguer clairement les occupations, en particulier les forêts, prairies et cultures. L'exactitude thématique est supérieure ou égale à 85% pour 2000 (Büttner et Maucha 2006).

Pertinence temporelle : analyse de la fréquence d'acquisition d'information

Si le pas de temps (jusqu'à 10 ans entre les deux premières cartes) est trop long pour pouvoir saisir des dynamiques fines, il permet *a priori* de repérer des évolutions significatives. Néanmoins, les différences de qualité et d'UMC entre les différents millésimes ne permettent pas d'assurer la cohérence des dynamiques de long terme qui sont détectées.

Format des données, disponibilité et utilisation

Format

Les données CLC sont distribuées via l'Agence Européenne de l'Environnement sous forme de cartes vectorielles et raster mais le sont aussi via le Service Statistique du Ministère de l'Environnement (SOeS) pour la France sous forme de tableaux. Les données CLC consistent en plusieurs sous-produits séparés : un produit pour chaque millésime (état de l'occupation du sol pour une année) et un produit pour chaque carte des changements entre deux millésimes consécutifs. Il n'existe donc pas de carte globale résumant l'ensemble des changements intervenus entre chaque millésime, car ceux-ci ne sont pas cohérents entre eux : il faudrait refaire l'interprétation des cartes des années précédentes sur une même base. Ainsi, de même que les séries de données TerUti présentent des discontinuités internes et des ruptures méthodologiques empêchant un suivi cohérent des surfaces, on peut aussi distinguer plusieurs ruptures entre les millésimes CLC. Les millésimes 1990 et 2000 sont

[1] Par exemple le poste 243 « surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants ».

homogènes, une carte 2000-révisée a été produite pour être comparable avec 2006 ; et 2006 a aussi été révisé pour l'être avec 2012. La réalisation d'une carte globale, multi-temporelle, à partition maintenue constante (Bordin, 2006) pose de nombreuses difficultés de superposition spatiale car les couches sources ne sont pas assez homogènes tant dans le contour des formes que dans la précision des éléments suivis.

Pertinence pour inventaire UTCATF

Benndorf et Gensior (2004) concluent que CLC est compatible avec les lignes directrices du GIEC pour réaliser les inventaires UTCATF, mais qu'il faudrait quand même des résolutions spatiales et temporelles plus fines ; selon eux la nomenclature est suffisante, malgré des effets de sous-estimation et de surestimation, notamment pour les espaces agricoles. Ces travaux constituent un des rares exemples d'étude sur l'impact du changement de données sources sur les surfaces pour le calcul de l'inventaire UTCATF. Environ un tiers[1] des Etats membres de l'Union européenne ont recours (ou ont eu recours) à CLC pour leur inventaire UTCATF (Achard et al, 2008).

[1] Dont l'Estonie, la Hongrie, l'Allemagne, l'Italie, l'Espagne et le Portugal.

4.2.5 Le projet CES OSO

Principe

Le projet OSO (pour Occupation du Sol) est issu du Centre d'Expertises Scientifique (CES) du pôle thématique Théia – Surfaces Continentales, et est porté par le CESBIO[1]. L'objectif est de développer une série de produits issus de traitements d'images satellite haute résolution ou très haute résolution, pour des domaines d'applications variés mais principalement environnementales, à l'échelle de la France. Il s'agit de combler le manque de données d'occupation du sol précises, gratuites, annuelles, homogènes, produites rapidement, et adaptables. La cartographie de l'occupation du sol constitue le premier projet de cette nouvelle série. L'objectif est double : d'abord produire une carte de base, avec une résolution spatiale, temporelle et thématique plus fine que les produits existants à l'échelle de la France entière ; mais aussi à un coût inférieur de production ; ensuite produire à la demande des produits avec des spécifications particulières (emprise, année, résolution spatiale, nomenclature) pour répondre aux divers besoins des utilisateurs. En 2016, seule une version prototype pour la région Midi-Pyrénées a été produite : il est important de noter qu'à ce stade, il s'agit encore d'un projet dont les spécifications techniques ne sont pas toutes arrêtées et qui est susceptible d'évoluer selon les premiers retours d'expérience.

Méthode de production

OSO est une carte annuelle raster couvrant la France entière, produite par classification automatique d'images satellitaires de haute résolution, issues de Landsat-8 ou de Sentinel-2. La classification est calibrée par un ensemble de données de référence déjà classées permettant un apprentissage des classes. Cette production automatisée tire profit des avancées techniques offertes par OrfeoToolBox[2]. La qualité des données de références et leur hiérarchie influence donc fortement la qualité de la classification. Cette technique, si elle offre moins de validation experte qu'une interprétation visuelle, a l'avantage de limiter les coûts et ainsi de permettre une génération annuelle du produit de base mais aussi de produits spécifiques par simple modification des paramètres de l'algorithme et par ajout de données de calibrage.

Résolution spatiale

La résolution retenue pour le produit de base est constituée de pixels de 30 x 30 m, cependant le raster est d'abord généré à 10 x 10 m (Inglada, 2016). Cette résolution finale permet de suivre individuellement les parcelles agricoles et permet de détecter efficacement l'urbanisation, même relativement dispersée. Néanmoins, cette échelle fine se trouve à la limite entre la généralisation des surfaces et la détection des éléments topographiques fins, comme certains éléments linéaires (grands axes d'infrastructures, hydrographie, haies arborées) dont la largeur peut osciller en-deçà et au-delà cette unité minimale de 30m.

Résolution temporelle

Le pas de temps annuel de production des millésimes est permis par le cout limité et largement automatisé de la production. Cette fréquence de production répond à une demande des utilisateurs potentiels, y compris du CITEPA. Néanmoins, la pertinence de cette fréquence va largement dépendre de la pertinence des changements estimés – et on ne dispose pour l'instant pas de cartes multidates pour évaluer leur qualité à ce niveau.

[1] Centre d'études spatiales de la biosphère, basé à Toulouse (cesbio.ups.tlse.fr).
[2] Ensemble d'algorithmes de traitement de données satellites, disponibles via le logiciel « OTB – Monteverdi » ou intégrables dans la suite QGis ou Grass.

Résolution thématique

La nomenclature proposée de la version prototype du produit de base est basée sur un système hiérarchique à 5 niveaux, avec une distinction, au niveau le plus fin, entre 26 classes (voir nomenclature complète en annexe 3).

Tableau 4.10. Structure de la nomenclature OSO

Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3
Avec végétation	Agricole	Cultures annuelles
		Surfaces en herbe
		Cultures pérennes
	Naturel et semi-naturel	Pelouses et pâturages naturels
		Landes ligneuses, garrigues
		Forêt
Sans végétation	Artificialisé	Imperméable
		Perméable
	Naturel	Surfaces minérales naturelles
		Eau
		Glaciers et neiges éternelles

Cette nomenclature, organisée autour de distinctions binaires, ne présente pas de classes mixtes : en particulier, elle distingue au sein des espaces urbains les espaces imperméables et perméables. En ce sens, elle est centrée sur l'occupation. Cette nomenclature pose néanmoins plusieurs problèmes, soulevés par la communauté des premiers testeurs (Inglada, 2016) : zones humides ; distinction forêt et espace boisé hors forêt. Elle ignore en outre la distinction entre zone urbaine bâtie ou revêtue et zone urbaine avec végétation (parc urbain, jardin…). Cette dernière catégorie n'entre pas dans les catégories prédéfinies car elle est à la fois « avec végétation » et « artificialisée ». Cette nomenclature n'est qu'une version générique, le projet CES OSO visant à produire des cartes selon des nomenclatures adaptées aux besoins des utilisateurs (Inglada, 2016).

Format et utilisation

Deux cartes prototypes ont été produites sur l'emprise de la région Midi-Pyrénées. Elles sont disponibles au format raster[1].

Pertinence pour l'inventaire UTCATF

Le projet constitue une source très sérieuse pour l'inventaire UTCATF : son rythme annuel, son coût limité de production et sa nomenclature adaptable le rendent *a priori* compatible. La nomenclature présentée plus haut, qui présente des limitations fortes sur les espaces verts urbains, n'est qu'une proposition générique et un produit spécifique peut être généré avec une nomenclature différente, en l'occurrence plus pertinente au regard du carbone. Néanmoins, d'autres problèmes se posent. D'abord, il n'est pas encore possible d'analyser la pertinence de ce produit quant à la détection des changements : les cartes produites sont des essais pour une année, et présentent des erreurs : il n'est pas encore possible de savoir la part de ces erreurs qui seront corrigées par le produit définitif. De plus, la comparaison des cartes entre elles afin d'en déduire des changements n'est pas encore réalisable, faute de millésimes multiples disponibles. L'évaluation des faux changements est donc pour le moment impossible. Un prototypage est ainsi en cours afin de tester la fiabilité d'un tel produit pour une utilisation régulière dans le cadre de l'inventaire UTCATF. Ce projet constitue une des trois pistes retenues dans le chapitre 7.

[1] Disponibles sur le site du CESBIO à l'adresse suivante :

4.2.6 Référentiel Grande Echelle de l'IGN

Le Référentiel à Grande Echelle (RGE) est un ensemble de données élaborées par l'IGN, de précision métrique, comprenant une composante image (BD Ortho), topographique (BD Topo), parcellaire (BD Parcellaire) et adresse (BD Adresse). Trois données sont mobilisables dans le cadre de suivi de l'occupation du sol : la BD Ortho, la BD Topo et la BD Carto. Ces données sont en constante mise à jour.

BD Topo

La BD Topo, composante topographique du RGE, est une base de données vectorielle de précision métrique, en trois dimensions (orographie et la hauteur des bâtiments), structurée en objets (IGN, 2014). Spatialement, c'est la base la plus précise pour renseigner le bâti avec le cadastre (Di Salvo, 2007). La BD Topo inclut aussi une couche de végétation produite par photo-interprétation et traitements semi-automatique de photos aériennes en infrarouge couleur, et couvrant la France de manière hétérogène (IGN, 2014).

Spatial

Cette base est exploitable du 1/5 000 au 1/50 000, mais son caractère topographique n'est pas directement exploitable dans une logique surfacique quantitative : elle n'est pas organisée en polygones adjacents, mais contient à l'inverse des géométries adaptées aux classes d'objets (points, polygones et polylignes). En effet, ce référentiel n'a pas pour but de cartographier l'occupation du sol, mais de fournir les repères naturels et artificiels avec précision.

Thématique

Dix thèmes composent la base : le réseau routier, le réseau ferroviaire, le réseau de transport d'énergie, le réseau hydrographique, les bâtiments, la végétation arborée, l'orographie, la structure administrative, les points d'activité ou d'intérêt, les toponymes de lieux-dits (IGN, 2014). Des taux d'exhaustivité des objets sont définis et calculés pour certains thèmes et certaines classes d'objets comme pour les communes (100 %) ou le réseau routier revêtu (98 %). Pour la couche végétation aucun taux d'exhaustivité précis n'a été fixé, il s'agit simplement de « *donner une vision représentative du paysage* » (IGN, 2014, p. 102). La nomenclature de cette donnée liste les catégories[1] suivantes : zone arborée (d'essences quelconques) ; forêt fermée de feuillus (taux de couverture > 40%, feuillus > 75%), forêt fermée mixte ; forêt fermée de conifères (taux de couverture > 40%, conifères > 75%), peupleraie ; haie ; lande ligneuse (taux de couverture > 25%, hauteur < 5m ; verger ; bois (taux de couvert < 40%). Toutes ces classes sont définies par une surface minimale de 5000m², sauf les zones arborées (500m²), les vignes (2000m²), les bois (entre 500 et 5000m²) et les haies (largeur < 25m, longueur > 100m). Le périmètre de cette nomenclature (végétation arborée) limite sa pertinence au regard de l'enjeu carbone.

Temporel

Contrairement aux données produites à intervalles réguliers, l'IGN fournit un référentiel mis à jour au fur et à mesure, sans qu'il puisse être réellement daté. La base s'est constituée entre 2002 et 2007, et constitue davantage un assemblage de bases départementales. Cette politique de mise à jour en continu des données conduit à une date de collecte différente selon les classes d'objets : tous n'ont pas la même actualité. Pour la BD Topo, la mise à jour de la végétation suit le cycle de prises de vues des photographies, qui se fait par département. Non seulement les dates de cette couche varient d'un département à l'autre, mais entre deux mises à jour, le délai peut atteindre 10 ans. En outre, la méthodologie de collecte de données évolue, dans le but d'améliorer leur précision. Le bâti intègre

[1] il s'agit du champ « Nature » dans la « classe végétation » de la BD-Topo.

progressivement des données cadastrales (plus fines) et les données de l'IFN sont intégrées pour distinguer la nature de chaque surface de végétation. La fréquence de mise à jour varie selon les thèmes, allant de quelques mois à plusieurs années selon leur importance.

BD Ortho

La BD Ortho est le référentiel image du RGE. Il est constitué d'ortho-photographies aériennes (dalles de 5 km * 5km ou de 1km * 1 km) de résolution spatiale 50 cm, prises en visible mais aussi en infra-rouge, avec une fréquence d'acqusition de 5 ans (et, à moyen terme, de 3 ans). Cette base est fréquemment mobilisée comme support principal ou secondaire de la production de bases de données locales d'occupation du sol (voir section suivante). Les dates d'acquisition étant différentes selon les départements, cela limite leur pertinence temporelle.

BD Carto

La BD Carto, composante cartographique du RGE, est une représentation vectorielle du territoire et de ses infrastructures, dont les spécifications ont été définies en 1986 et surtout en 1994 pour l'occupation du sol (IGN, 2013). La BD Carto a été constituée à partir d'une numérisation des cartes au 1:50 000 de l'IGN et de l'imagerie spatiale SPOT. L'occupation du sol n'est qu'un des thèmes proposés, avec les réseaux routiers, ferrés, l'hydrographie, etc.

Temporel

La BD Carto est régulièrement mise à jour (1 an généralement, mais jusqu'à 5 ans pour autres thèmes. Il n'y a pas de fréquence définie pour l'occupation du sol, simplement l'indication de l'utilisation d'un référentiel datant de 2000.

Spatial

La précision de localisation, de l'ordre d'une vingtaine de mètres permet une utilisation de la base à l'échelle départementale (1 : 50 000) et régionale (1 : 250 000), et nationale (1 : 100 000). Les unités minimales cartographiées varient selon les thèmes : elle est fixée à 8 ha pour les classes "bâti", "forêt" et "glacier, névé", à 4 ha pour la zone "eau libre" et à 25 ha pour les autres classes (ou de 1ha dans les îles entre 1 et 25 ha) (IGN, 2013).

Thématique

La nomenclature du thème « occupation du sol » comprend les 14 classes suivantes : bâti ; broussailles (végétation naturelle basse ligneuse : maquis, garrigue, landes…) ; carrière et décharges ; eau libre ; forêt ; glacier et névé ; mangrove ; marais et tourbière ; marais salant ; prairie (prairie, pelouse, toute culture hormis vigne, verger) ; rocher et éboulis ; sable, gravier (plage, dune, sable, gravier, galet ou terrain nu sans couvert végétal) ; vigne, verger ; zone d'activités (industrielle, commerciale, de communication ou de loisirs). Ainsi, la classe « prairie » inclut étrangement les sols cultivés, marque de l'héritage du fond blanc sur les cartes topographiques.

4.2.7 DONNÉES GÉNÉRALISTES INFRANATIONALES

Généralités

Contextes de création de ces bases, leurs intérêts.

La création de ces bases s'est faite via des administrations : il s'agit pour elles de construire un outil cartographique pour suivre l'évolution foncière et économique des territoires et l'étalement urbain, plutôt que pour suivre l'évolution paysagère et les espaces naturels. Cela correspond à un suivi certes exhaustif des terres mais avec une attention particulière sur l'artificialisation. Cela se traduit par une nomenclature adaptée à ce suivi, de nombreuses classes détaillant les postes artificiels, souvent avec une distinction d'usage entre des espaces de même type d'occupation. On peut citer la distinction, au sein des espaces agricoles, entre prairies permanentes et cultures ; ou encore la distinction entre différents types de constructions urbaines. Ces cartes considèrent que des bases sont dédiées à l'agriculture, à la forêt et aux espaces naturels (d'autant plus s'ils sont protégés). Les pouvoirs publics territoriaux ont la volonté de mettre en œuvre une production autonome, adaptée aux besoins locaux, et à même de générer leurs propres indicateurs territoriaux (Tignon, 2013).

Néanmoins si la production a été un temps considérée d'un coût abordable et simple à mettre en œuvre, plusieurs éléments conjoncturels (diminution des budgets, réforme territoriale) ont entraîné une diminution de l'intérêt pour ces projets de création de données au profit d'une approche plus cohérente avec les autres projets nationaux. Certaines initiatives régionales se fondaient déjà sur une nomenclature compatible avec des systèmes préexistants comme CLC, en créant un niveau hiérarchique supérieur ou bien en ajoutant des classes (voir par exemple le MOS Provence-Alpes-Côte-d'Azur).

Les bases de données existantes recouvrent le découpage en 22 régions, et ne sont donc plus compatibles avec le périmètre retenu par la réforme territoriale de 2016[1].

MOS Ile-de-France

Le MOS de l'île de France est produit par l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la région Ile de France (IAU ou IAURIF) depuis 1982. Il s'agit d'une base de données sous forme de carte vectorielle renseignant l'occupation du sol tous les 5 ans environ (1982, 1987, 1990, 1994, 1999, 2003, 2008, 2012). Les données sont disponibles sur demande à titre gratuit à des fins de recherche auprès de l'IAU[2].

Méthodologie

Chaque mise à jour du MOS est établie par les photo-interprètes (issus de formations diverses : géographie, urbanisme, agronomie, géologie…) à partir d'une couverture photographique aérienne régionale exhaustive[3], associée à des données complémentaires (cadastre, photos de terrain, carte de la précédente campagne) (Foulard & Zeigler, 2013). Les interprètes ne sont pas forcément les mêmes selon les années : la variabilité du jugement visuel dans la classification est un facteur d'incertitude. La description et les directives précises sont censées diminuer cette incertitude liée à la

[1] Loi du 7 août 2015 portant sur la Nouvelle Organisation Territoriale de la République (NOTRe)
[2] www.iau-idf.fr/
[3] D'abord au 1/30000 puis numérique couleur de meilleure définition dès la millésime 1999, de 1 m de résolution grâce à la BD ORTHO, puis avec d'autres photographies InterAtlas à 20 cm puis 12,5cm, tant pour la photo-interprétation visuelle que pour la saisie des modifications géométriques

subjectivité ou au manque d'expérience de l'interprète. Cette base appliquant le principe de la partition maintenue constante (Bordin, 2006), les dates antérieures peuvent être modifiées à chaque mise à jour.

Pertinence spatiale

L'unité minimale cartographiée est fixée à 625 m², permettant une exploitation au 1 :5000. La précision spatiale a évolué au cours du temps : ainsi, depuis 1999, les bâtiments sont cartographiés même s'ils sont masqués par la végétation arbustive. Cette petite rupture méthodologique est cependant censée être répercutée lors de la mise à jour totale de la base, de façon à ce que toutes les cartes produites restent cohérentes.

Pertinence thématique (nomenclature)

La légende a évolué, passant de 130 postes en 1982 à 83 postes en 1999 avec un accent mis sur la distinction des usages des espaces artificialisés (en raison notamment de l'importance économique de ces classes dans cette région) ; les espaces agricoles et semi-naturels sont moins détaillés. Une cartographie complémentaire[1] a justement été créée pour mieux décrire ces espaces.

Pertinence temporelle

Le pas de temps régulier de quelques années permet de saisir les évolutions des agglomérations, les projets d'aménagement, de visualiser la cinématique des changements et de leurs étapes (ex : construction du parc de loisirs *Disneyland* à Marne-la-Vallée).

De manière générale, la procédure de création du MOS est efficace pour limiter les faux positifs et négatifs. Son pas de temps pluriannuel peut entrainer des faux négatifs en manquant des étapes intermédiaires, mais cela permet aussi de privilégier les changements définitifs. L'interprétation visuelle entraîne inévitablement des erreurs (Foulard et Ziegler, 2013 ; de Biasi et Nascimiento, 2000) et la nomenclature trop générale pour les espaces urbains ne permet pas un suivi fin des dynamiques des espaces agricoles et semi-naturels.

Alsace

« CIGAL » est une base de données géographique, incluant l'occupation du sol, produite à l'initiative de la région Alsace et couvrant l'intégralité de la région (8330 km²) pour 2000, 2008 et 2012.

Méthodologie

L'année 2000 a été produite par interprétation d'images satellites IRS 2000 à 5,8 m de résolution et permet de suivre de façon cohérente les changements entre ces deux millésimes et de permettre une exploitation à l'échelle du 1 : 10 000^{e}. La carte 2008 a été produite à partir d'images SPOT-5. L'utilisation de données complémentaires (notamment ortho-photographies de résolution 20 cm) a permis d'améliorer la qualité thématique et géométrique de la carte. La carte 2012 a été produite par photo-interprétation assistée par ordinateur des ortho-photos aériennes à 20 cm, avec l'aide de données annexes.

Pertinence spatiale

L'échelle de numérisation et d'interprétation est le 1 : 8 500^{e} pour une exploitation recommandée à l'échelle du 1 :10 000. La largeur minimale d'interprétation des objets linéaires est de 12m. L'Unité minimale cartographiée est de 5000m².

[1] Ecomos, voir page 289.

Pertinence thématique (nomenclature)

La nomenclature est organisée en quatre niveaux hiérarchiques et basée sur CLC, avec 55 postes au niveau le plus fin. Deux contrôles qualité (interne et externe) ont été mis en place. Le taux de fiabilité global est de 85 % sur l'ensemble du territoire (CIGAL[1]).

Provence-Alpes-Côte-d'Azur et Languedoc-Roussillon

La base de données d'occupation du sol de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA) couvre l'intégralité de la région ainsi que le parc des Baronnies[2] avec une bande périphérique de 4,5 km. Le but de ce projet, géré par le Centre régional de l'information géographique (CRIGE PACA) est de bénéficier d'une cartographie complémentaire de CLC, plus précise spatialement et thématiquement, en particulier afin de rendre compte des réalités locales (urbanisation diffuse, agriculture méditerranéenne). Sur le modèle de CLC, deux années ont été produites : 1999 et 2006. Les données sont disponibles sur demande auprès du CRIGE PACA[3].

Méthode de production

La carte d'occupation du sol PACA est produite à partir d'images acquises par le capteur Landsat-7 ETM+, choisi en 1999 pour sa qualité géométrique (précision pertinente pour l'échelle régionale du 1 : 50 000) et radiométrique, et son coût accessible (CRIGE PACA, 2000). La même source a été utilisée en 2006 de manière à conserver une certaine cohérence. Ces images, ortho-rectifiées et mises en mosaïque, sont interprétées par classification supervisée pour les zones agricoles et naturelles et par interprétation visuelle pour les zones urbaines (digitalisées notamment à l'aide des ortho-photos de l'IGN). Cette classification est corrigée, validée, vectorisée, puis les deux années sont croisées afin de créer une carte d'évolution. Une étape supplémentaire vient générer la classe relative au bâti diffus (113) à partir de la BD Ortho (repérage visuel des zones de bâti diffus en dehors des classes urbaines, application d'un buffer de 56 m[4], conservation des polygones supérieurs à 1,2 ha une fois fusionnés, intégration des polygones à la carte en conservant une cohérence topologique).

Spatial

Le cahier des charges du projet défini deux Unité minimale cartographiée (UMC) : 5 ha (50 000m²), abaissée à 2,5 ha pour les classes artificielles, et auxquelles s'ajoute celle de 1,2 ha (12 000m²) pour la classe de bâti diffus. Néanmoins, afin d'être en cohérence avec la taille représentative des différents thèmes observés, une UMC plus fine a été préférée, en fonction de la qualité des images Landsat, de 5000 m² pour les classes artificielles et les classes 214 et 311 ; et de 3000m² pour les zones humides (40 % des polygones mesurant entre 3000 et 5000 m²). La classe 113 est produite de manière spécifique avec un UMC de 1,2 ha. Les polygones détectés en dessous de ces UMC (0.41 % des entités) sont classés dans la catégorie du polygone ayant la plus grande frontière commune. Les images Landsat de 2006 de résolution 30 m (rééchantillonnées à 15 m), permettent un travail de saisie au 1 : 20 000[e].

Thématique

La nomenclature retenue est celle de CLC avec toutefois des adaptations effectuées successivement en 1999 et 2006. Les évolutions portent sur la création ou la suppression d'un poste[5] , le regroupement de postes[6] et la modification d'un intitulé[1]. Ces modifications sont éclairantes quant

[1] https://www.cigalsace.org
[2] Parc Naturel Régional des Baronnies provençales
[3] www.crige-paca.org
[4] Cela correspond à la zone de débroussaillement obligatoire contre les incendies.
[5] Par exemple la création du poste 224, lavandins
[6] Ex : 400 zones humides indifférenciées (pour pallier la classification incertaine des marais de Camargue), venant regrouper les anciennes classes 421 et 423

aux limites des classes CLC identifiées par les producteurs et à la difficulté, malgré tout, de les améliorer simplement. Ainsi, deux classes ajoutées en 1999 (245 : territoires à dominante agricole avec présence d'habitat diffus résidentiel, 314 : zones naturelles avec présence d'habitat résidentiel récent) ont finalement été supprimées en 2006 au profit de la nouvelle classe 113 bâti isolé. Enfin, un changement multiple d'intitulé reflète l'ambigüité des termes pour la description de la classe mixte 243, définie dans le référentiel CLC comme « *surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants* », qui devient pour la nomenclature PACA en 1999 « *territoires principalement occupés par l'agriculture avec présence de végétation importante* », puis en 2006 le terme « importante » est supprimé. En 2006, les friches sont détectées et sont inclues dans ce poste. Au total, la nomenclature comprend 36 classes sur 3 niveaux (sans créer de nouveau niveau par rapport à CLC).

Temporel

Le recours aux ortho-photographies pose un problème de cohérence temporelle par rapport à l'année de référence indiquée pour le millésime, puisque ces ortho-photos sont acquises pendant une période de plusieurs années en fonction des départements (Gressin, 2014).

Languedoc-Roussillon

L'initiative de la région Languedoc-Roussillon est similaire à celle de PACA, avec une cartographie vectorielle produite en 1999 et 2006, et une nomenclature basée sur CLC, adaptée aux spécificités locales. Sa production a aussi fait appel aux images LandSat-7 de résolution 30 m et aux données de l'IGN, en particulier pour générer la classe « bâti diffus » (SIG L-R ; Grassin, 2014) Ce produit est de bien moins bonne qualité que la carte PACA (Angles dir, 2014). Les données sont disponibles sur demande auprès de SIG-LR[2].

Nord Pas-de-Calais

« SIGALE », le projet de la région Nord Pas de Calais, contient une base de données vectorielle d'occupation du sol couramment utilisée par les services régionaux avec plusieurs millésimes : 1990-1992, 1998, 2005 et 2009. Les données sont disponibles sur demande auprès de Sigale[3].

Méthode de production

Les images utilisées pour produire ces cartes sont issues de SPOT (résolution 20 m) pour 1992, puis de photographies aériennes (de résolution 50 cm pour 1998 et 2005, 20 cm pour 2009) (Tignon, 2013).

Résolutions

L'UMC est de 0,05 ha (500m²). La nomenclature est compatible avec CLC, avec un quatrième niveau supplémentaire (voir nomenclature en annexe 3). Celle-ci a évolué au cours du temps (1992 : 32 postes ; 1998 : 54, 2005 et 2009 : 52) en raison du passage des images SPOT à des photos aériennes plus précises.

[1] Ex : 323 : végétation sclérophylle devient maquis et garrigues
[2] www.amigo.siglr.org
[3] www.geopicardie.fr/portail

Picardie

Le produit d'occupation du sol de Picardie est une carte vectorielle de l'occupation du sol couvrant l'ensemble de la région, ainsi qu'une petite zone de l'Oise[1] et un tampon de 500 m de large. Les années enquêtées sont 1992, 2002 et 2010. Les données sont disponibles sur demande auprès de GéoPicardie[2].

Méthode de production

Cette donnée est produite par la société SIRS, par photo-interprétation assistée par ordinateur, sur la base d'ortho-photographies (acquises les 2 ou 3 années précédant l'année cartographiée selon les départements) de résolution 1,25 m en 2002 et de 20 à 50 cm en 2010. En 2010, des images d'une résolution de 5 m, issues de RapidEye, servent de référence thématique récente, et des compositions colorées infra-rouge sont aussi utilisées pour différencier les feuillus des conifères. Des données annexes pour appuyer la classification sont utilisées (BD Topo, RPG…). Les interprètes se partagent le territoire régional en 19 zones dont la jonction fait l'objet d'une attention particulière pour éviter les artefacts liés aux différences de traitement d'un même espace.

Résolution spatiale

L'Unité minimale cartographiée est de 5000m², sauf pour les espaces artificialisés qui, avec une UMC de 0,25 ha (2500 m²), sont traités avec plus de précision. Ces UMC ont évolué entre les millésimes 2002 et 2010, car la qualité des images sources a été améliorée, en passant de 1 ha (10 000m²) pour la base 1992-2002 à 0,5 ha (5 000m²) hors milieu urbain et même 0,25 ha (2 500m²) en milieu urbain pour la donnée mise à jour. Les UMC des changements est aussi différente : elle est de 0,1 ha (1000 m²) à 0,025ha (250 m²) pour certains changements. Une évolution peut-être inférieure à l'UMC si la superficie totale du polygone obtenu après l'évolution est supérieure à l'UMC.

Adaptation de la nomenclature

La nomenclature compte 66 classes, dont certaines ont été créées pour le millésime 2010. En effet, l'amélioration de la précision spatiale a permis la création de nouveaux codes, désormais distinguables : 'habitat de type pavillonnaire dense' (1113) ; 'habitat de type pavillonnaire diffus' (1124) ; 'cabanisation' (1125) ; 'vacant urbain' (1331) ; 'jardins familiaux' (2113). Dès lors, certaines catégories qui pouvaient refléter des réalités mixtes se sont vues réduites, comme 'systèmes culturaux et parcellaires complexes'. (SIRS, 2013).

Globalement, le niveau de certitude que les interprètes renseignent dans la base est très bon pour 18 classes sur 66, bon pour 43 classes et moyen pour seulement 5 classes. En effet, certaines classes restent difficiles à identifier et peuvent être l'objet de traitements différenciés entre interprètes. Ainsi, les limites entre sous-classes d'habitat pavillonnaire (dense et diffus) apparaissent subjectives (SIRS, 2013), alors qu'il serait possible d'appliquer une règle claire[3]. Pour valider ces choix et assurer une homogénéité, la densité de bâtiments (de la BD-Topo) pour chacun de ces espaces est comparée et calibrée afin de corriger certains polygones classés à tort dans une catégorie au regard de sa densité réelle.

Pour l'interprétation des évolutions 2002-2010, les photo-interprètes disposent des images 2002 et 2010 et d'images RapidEye. Chaque mutation repérée est cartographiée dès qu'elle est de

[1] Cette zone, correspondant au Parc Naturel Régional « Oise Pays de France » se situant en partie en Ile-de-France, est aussi cartographiée par le MOS IdF, ce qui nous permet de disposer de deux bases vectorielles multi-dates à haute résolution et de qualité, produites par des organismes différents et pouvant donc être utilement comparées.
[2] www.geopicardie.fr/portail
[3] sur le modèle d'une charte Folk (1951 ; 1968)

taille supérieure au minimum requis (variant de 1000 m² à 250 m²). La précédente carte de changements (1992-2002) a aussi été corrigée à cette occasion[1].

Cohérence temporelle

Une consolidation des cartes relatives à 1992 et à 2002 a été menée préalablement à l'élaboration de la donnée 2010[2], assurant une meilleure cohérence temporelle. Néanmoins, les ortho-photographies utilisées pour produire un millésime datent d'années différentes (par exemple, pour 2010, les photos datent de 2008 pour la Somme, 2009 pour l'Aisne et 2010 pour l'Oise). Dès lors, les changements intervenus entre deux millésimes concernent en réalité des dynamiques intervenues sur des périodes et des pas de temps différents : une évolution pour un département, ramenée par exemple à un taux d'urbanisation par an, n'aura en réalité pas le même sens d'un département à l'autre, ce qui peut causer des erreurs d'interprétation quant aux différences constatées. Or, l'utilisateur de la donnée ne dispose pas de cette information.

Contrôle qualité

Un contrôle qualité thématique visuel a été effectué en deux phases : un passage visuel exhaustif et un travail de requêtes sur les évolutions improbables (passage de forêts de feuillus à coupe de conifères ou d'urbain à zones agricoles) et probablement oubliées (chantier qui n'évolue pas, code de coupe de boisement qui demeure sur les trois dates). Un contrôle qualité interne est aussi effectué par d'autres interprètes que ceux qui ont produit la donnée, indiquant un taux de fiabilité global et par postes devant être supérieur à 95%.

OCS Ge

Les deux derniers Contrats d'Objectifs et de Performance de l'IGN prévoyaient la réalisation progressive d'un produit d'OCcupation du Sol à Grande Echelle (dit OCS GE), avec un objectif de mutualisation des sources existantes, notamment au niveau régional (COP 2010-2013 et COP 2013-2016 ; IGN, 2015b). Cependant, les premières réflexions ont mis en avant les problèmes méthodologiques posés par la mise en cohérence de sources diverses. Un groupe de travail[3] a donc été mis en place afin d'élaborer les référentiels techniques du futur produit. L'objectif du projet vise à la fois à inscrire les bases régionales existantes dans un nouveau cadre commun, à cartographier de nouvelles régions en partenariat avec elles et enfin à faire en sorte que ces produits soient conformes à la directive européenne Inspire (CNIS, 2016). Il est important de souligner qu'il ne s'agit pas d'une production nationale mais régionale, sur la base de partenariats. Autrement dit, ce projet ne conduit pas à court terme à la création d'une donnée nationale homogène et pour une même année. En 2016, seules les cartes des régions Midi-Pyrénées et Pays-de-la-Loire ont été réalisées ; celle de la région Aquitaine est en cours ; et d'autres régions ont seulement envisagé une éventuelle participation au projet (Languedoc-Roussillon, Corse, Basse-Normandie ; Alsace, Nord-Pas-de-Calais).

Principes méthodologiques

Il s'agit de créer ou de mettre en cohérence des cartes régionales vectorielles d'occupation du sol, de manière à harmoniser leurs spécifications et aboutir, à terme, à une cartographie cohérente de l'occupation du sol à grande échelle pour l'ensemble de la France. Il s'agit autant d'un projet de

[1] Par exemple en cas de repérage d'erreur, d'ajout de polygone lié aux nouvelles surfaces minimales ou de redécoupage du code 1122 pour ajouter des 1113 et 1124, ceci sans entraîner de discordance géométrique entre les dates. paragraphe confus : faire des notes et simplifier

[2] car les UMC ont été affinés et les images plus précises permettent l'ajout de petits éléments.

[3] Commission géomatique et territoire, composé principalement de la DGALN, du CEREMA et du CNIG.

création de données que d'harmonisation de données existantes. Les créations consistent à construire des cartes vectorielles par interprétation semi-automatique d'images satellite haute-résolution, issues notamment de Pléiades (Gressin et al. 2014).

Résolution temporelle

Il s'agit, sur le modèle des MOS existant, de privilégier la cohérence temporelle de manière à créer des cartes correspondant à un millésime, une année précise. Par contre, il n'est pas prévu d'homogénéiser entre régions les années cartographiées. Ainsi, les périmètres temporels des projets régionaux existants qui sont concernés par une harmonisation via ce projet sont diverses : 1999 et 2006 (Languedoc-Roussillon), 2000, 2008 et 2012 (Alsace) ; 1998 et 2005 (Nord-Pas-de-Calais).

Résolution thématique

La nomenclature développée dans le cadre de ce projet vise à devenir un nouveau référentiel[1]. Elle comprend quatre dimensions : l'occupation, l'utilisation, la morphologie et la caractéristique[2]. La nomenclature est hiérarchique : elle propose plusieurs postes de précision croissante qui sont strictement emboités les uns dans les autres, de manière à assurer une comparabilité entre produits régionaux. Au niveau 4, le plus fin, 29 classes composent le domaine occupation du sol de la nomenclature. La nomenclature peut-être lue comme un arbre de décision binaire : pour arriver au classement dans la classe CS 1.1.1.2, l'interprète doit répondre successivement aux questions suivantes :

Y-a-t-il de la végétation ? non → L'espace est-il artificialisé[3] ? oui → le sol est-il imperméabilisé ? oui → le sol est-il bâti ? non→ classe « CS1.1.1.2 - zones non bâties»

Le tableau ci-dessous présente les classes des trois premiers niveaux (voir nomenclature complète en annexe 3).

Tableau 4.11. Résumé de la nomenclature de couverture du sol d'OCS-GE

Niveau 1	*Niveau 2*	*Niveau 3*	*Ex. de classes de niveau 3*
Sans végétation	Surfaces anthropisées	Zones imperméables	Zones bâties ; Zones non bâties
		Zones perméables	Matériaux minéraux ; Matériaux composites
	Surfaces naturelles	Sols nus	Sable ; Pierres ; Rochers
		Surfaces d'eau	Eaux continentales ; Eaux maritimes
		Névés et glaciers	Névés ; Glaciers
Avec végétation	Végétation ligneuse	Formations arborées	Feuillus, Conifères, Mixtes
		Formations arbustives et sous-arbrisseaux	Landes, Végétation sclérophylle ; Fourrés
		Autres formations ligneuses	Vigne
	Végétation non ligneuse	Formations herbacées	Prairie naturelle ; Pelouse naturelle, Pelouse urbaine ;
		Autres formations non-ligneuses	Lichen et mousses ; Bambou

Il s'agit de la version non-finalisée de la nomenclature. Les critères tels que la densité interviennent dans la partie « morphologie » de la nomenclature pour compléter l'approche « couverture ».

Résolution spatiale

OCS GE vise à créer une partition homogène du territoire français en s'appuyant sur un « squelette » linéaire structurant l'espace (réseau routier principalement), de façon à être en cohérence spatiale avec d'autres produits IGN (le RGE). La précision géométrique avait pour objectif d'être

[1] Actuellement, le référentiel de Corine Land Cover reste le plus utilisé par les projets régionaux.
[2] Par exemple, un polygone peut avoir pour occupation « peuplement de feuillus », comme utilisation « sylvicole », comme morphologie « forêt » et comme caractéristique « jeune plantation ».
[3] La nomenclature dit, à tort, « anthropisé » : il faut l'entendre artificialisé plutôt, quasiment tous les espaces en France étant anthropisés à des degrés divers.

équivalente à celle de la BD Topo. L'UMC est différenciée selon les différentes classes : 0,02 ha (200 m²) pour les zones bâties ; 500 m² pour les autres surfaces situées à l'intérieur d'une zone construite ; 2500 m² pour les autres surfaces situées à l'extérieur d'une zone construite. Les polygones constituant une partie de l'ossature linéaire n'ont pas d'unité minimale de surface : ils ne constituent pas le 'fond de l'occupation du sol' à cartographier mais son partitionnement. A ces seuils surfaciques s'ajoutent des seuils de saisie de largeur : 5 m pour les réseaux routiers, ferrés et hydrographiques ; 20 m pour l'usage « Sylviculture » ; 10 m pour tous les autres types de couverture du sol et d'usage du sol.
Une des difficultés posées par cette résolution spatiale est l'effet de généralisation des bâtiments : si leur surface est supérieure à 50 m² et inférieure à 200 m², ils sont automatiquement étendus à une surface de 200 m². (IGN, 2015b). Ensuite, comme le note l'IAU IDF dans une réunion préparatoire du projet[1], la prise en compte de l'ossature en tant qu'élément constitutif de la base de données d'occupation du sol pose plusieurs problèmes : le traitement des espaces attenants (espaces entre surfaces bâties et espace linéaire d'infrastructure par exemple) et l'estimation totale des surfaces affectées aux réseaux (cette surface étant doublée par rapport au MOS IdF). En fait, ce problème soulève la pertinence de comptabiliser les éléments linéaires en tant que surfaces : la comparaison n'est plus possible avec une carte seulement basée sur une approche classique de l'occupation du sol (généralisation du terrain, non-prise en compte des éléments linéaires fins). OCS GE, en s'appuyant sur son ossature linéaire, adopte une posture mixte entre approche topographique (représentation des objets individuels) et occupation du sol (généralisation surfacique). On peut s'interroger si, en arrière-plan de ce choix apparemment technique, il n'y aurait pas une hypothèse forte sur la structuration spatiale de l'occupation du sol par les réseaux, en particulier de transport.

Format des données, disponibilité et utilisation

Pertinence pour l'inventaire UTCATF
Ce projet ne répond pas directement au besoin d'une donnée nationale homogène. Néanmoins dans une optique d'intégration de sources différentes au sein d'un cadre commun, ce projet permet des avancées pertinentes car il permet de faciliter le rapprochement des sources en proposant des moyens de les harmoniser. En outre, la prise en compte d'un partitionnement du territoire qui s'appuie sur un squelette homogène issu du réseau d'infrastructures de transport linéaires est particulièrement intéressante pour fournir un retour d'expérience sur l'application de ce principe.

Données infra-régionales

Les données dont le périmètre ne recouvre pas entièrement une région administrative peuvent être utiles à des fins de comparaison, mais ne permettent pas d'établir d'estimations à l'échelle administrative des inventaires UTCATF

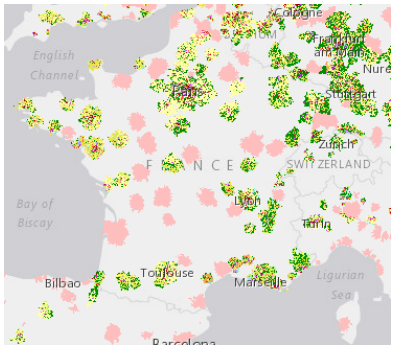
Urban Atlas

Contrairement à ce que pourrait sous-entendre son nom, Urban Atlas n'est pas une cartographie limitée aux classes urbaines mais bien une cartographie généraliste de l'occupation du sol, avec un périmètre limité à l'aire urbaine des grandes agglomérations européennes de plus de 100 000 habitants. Il s'agit d'un projet européen qui s'inscrit dans le cadre de Copernicus et qui vise à produire une série

[1] réunion OCSGE 28 et 29 janv. 2014.

de cartes vectorielles de haute résolution couvrant 117 agglomérations européennes pour l'année 2006, dont 31 en France, et 305 agglomérations, dont 74 en France, pour l'année 2012 (GMES/DG Regio, 2011) L'année 2012 est encore en cours de production et de validation en 2016. Au total, l'emprise cumulée des cartes en France pour l'année 2012 couvre 26 % du territoire métropolitain, et une grande partie de l'Ile-de-France. Cette donnée est disponible gratuitement sur le site de l'Agence européenne de l'environnement[1].

Fig. 4.20 Emprise de l'Urban Atlas 2012



Cette carte issue du site de l'Agence européenne de l'environnement montre l'ensemble des régions urbaines couvertes par une couche de l'Urban Atlas 2012. Les zones en rose représentent les cartes toujours en cours de production à l'été 2016.

Méthode de production

Urban Atlas est produit à partir d'images multi-spectrales issues de multiples capteurs embarqués sur des satellites européens, de résolution 2,5 m. Le périmètre spatial des cartes (« lar*ge urban zones* »), est déterminé via les données administratives d'Eurostat (Soukup, 2013). La classification est réalisée autant que possible via des algorithmes automatiques de segmentation et de *clustering*, au moins pour assurer la différence initiale entre classes de base (urbain, boisé, eau). Des données externes (cartes topographiques cartes locales, plans cadastraux, visite de terrain, photographies aériennes, HRL…) permettent de valider la classification (GMES/DG Regio, 2011).

Niveaux de résolution

L'UMC est de 0,0025 ha(25m²) pour les classes urbaines et de 1 ha pour les autres classes, avec une échelle d'utilisation de 1 : 10 000 (échelle à l'écran lors de la digitalisation : 1 : 5000). L'erreur positionnelle est de 6,5m. La nomenclature est basée en partie sur le référentiel CLC. L'exactitude thématique minimale est de 80 % (et de 85 % pour les classes artificielles).

MOLAND

Le centre commun de recherches européen (*Joint Research Center*, JRC) développe un projet de connaissance des régions urbaines afin de modéliser leur croissance future : MOLAND (Monitoring Land Use/Cover Dynamics). L'objectif du projet est de fournir un outil d'aménagement afin d'évaluer, contrôler et anticiper le développement des villes européennes. Il permettra aussi une comparaison directe, qualitative et quantitative entre les villes européennes, en lien avec les politiques

[1] à l'adresse suivante : www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/urban-atlas

communautaires et locales. Ces données ne sont pas accessibles librement mais sont disponibles sur demande auprès du JRC[1].

La méthodologie nécessite d'abord la création de SIG détaillés des régions concernées, avec à la fois des couches d'occupation des sols et aussi les réseaux de transport ; à l'échelle de visualisation du 1 : 25000, et à plusieurs dates (à partir des années 1950 ou des années 1980). La base de référence, la carte des années 1998/2000, est créée à partir d'images satellites haute-résolution (IRS, IKONOS…) lorsqu'elles sont disponibles, ainsi que d'autres sources annexes (photos aériennes, images satellites militaires…) à ces dates. L'unité minimale cartographiée varie entre 1 et 3ha : 1ha pour les polygones de surfaces artificielles, 3ha pour les autres surfaces. Les réseaux routiers et hydrographiques sont digitalisés en polylignes. La nomenclature adoptée prend pour base CLC, mais la précise en y ajoutant plusieurs postes, principalement pour les surfaces artificialisées. A ces cartes sont associées des données contextuelles (démographiques, socio-économiques, environnementales…). Cela rend possible une analyse spatiale du développement urbain (et notamment l'impact des réseaux de transport), ainsi qu'une analyse de la fragmentation des paysages. Le modèle spatial final prend en compte l'ensemble de ces données pour simuler le développement possible de ces régions urbaines, et pour tester l'impact de certaines politiques d'aménagement.

Les avantages, pour notre étude, de ces données sont : la création de cartes nouvelles sur l'usage historique des sols, leur résolution spatiale, leur comparabilité et leur nomenclature basée sur une référence. En France, seules les agglomérations de Lyon, Grenoble et Marseille ont été cartographiées. Un travail de mise en cohérence entre MOLAND et Urban Atlas a été entamé par Ribeiro et al. (2014).

LittoMos

Dans le cadre de la mission d'observation du littoral, le Ministère de l'Environnement a chargé le CETE (Centre d'Etudes Techniques de l'Equipement) Normandie-centre de réaliser d'un Inventaire Permanent du Littoral (IPLI) national, en s'appuyant autant que possible sur les données d'occupation du sol existantes. Il s'agit de suivre le littoral en tant que territoire sensible et complexe. Cet inventaire a été réalisé en 1977 puis mis à jour en 1982 et enfin pour les années 2000 et 2006, avec une nomenclature de type CLC en 4 niveaux, et une exploitation possible au 1 :25 000^{e}(Cete, 2008). Les données sont visualisables via le site du Minsitère de l'Environnement[2]

Causse Méjan

Une base de donnée de cartes vectorielles a été produite pour couvrir une partie du Parc National des Cévennes et la zone d'un programme européen « LIFE » (250 km² environ) , située à l'Est du Causse Méjan, plateau au paysage caractéristique des pelouses calcicoles sèches, espace étudié depuis longtemps (Brun et al, 1978, PIREN 1989) et dont les évolutions ont pu être mieux comprises en mobilisant sous SIG ces données (Cohen, et al. 2009). Cinq cartes ont été produites par F. Duguepeyroux par photo-interprétation de photographies aériennes : 1948, 1963, 1989, 2000 et 2012. L'UMC varie de 0,03 à 0,09 ha (300 à 90m²) selon les années, en fonction de la résolution spatiale des photographies. La nomenclature a été construite d'après le code du relevé de végétation (Godron, et al. 1983). L'année 2012 est cependant incohérente dans sa méthodologie et crée des artefacts trop importants. Cette base sera exploitée au chapitre 6.

[1] http://moland.jrc.ec.europa.eu/
[2] http://cartelie.application.developpement-durable.gouv.fr/cartelie/voir.do?carte=litto_MOS&service=CEREMA

Encadré 3. Données privées à la production non systématisée

Il existe, outre les bases de données produites de manière systématique, avec le concours total ou partiel de l'investissement public, des cartes d'occupation du sol issues d'images satellites, proposées par des sociétés privées, à la demande par exemple de collectivités territoriales ou d'entreprises. Il peut s'agir de produits réalisés et proposés à la vente ou bien de services ponctuels (Puissant, 2003). Le recours à ces données payantes complémentaires pouvant parfois être envisagé. Cinq exemples, repris essentiellement de la méta-analyse de Cuniberti (2005), sont présentés rapidement ci-dessous. Leurs méthodes sont similaires : il s'agit généralement de photo-interprétation assistée par ordinateur associée à des traitements semi-automatiques et automatiques. Leur approche de la classification est aussi généralement plus pragmatique que scientifique, donnant lieu à des typologies (classement des régularités) plutôt que des nomenclatures (classification méthodique) (Choay et Merlin, 1988 ; Puissant, 2003).

SPOT Théma est un produit proposé par la société Astrium[1]. Il s'agit d'une cartographie vectorielle de l'occupation du sol à une date (produit 'Référence') ou d'un produit multi-date (produit 'Evolution' ou 'Mise à Jour'), obtenu par classification d'images SPOT-1 à 5, acquises depuis 1986. La résolution spatiale va de 2.5m à 20m. La nomenclature proposée contient 3 niveaux emboîtés (8, 29 et 46 classes) compatibles avec les classes CLC, respectivement pertinentes pour une utilisation à l'échelle du 1/50 000e, 1/25 000e et du 1/10 000^{e} (Cuniberti, 2005)..

Les entreprises proposant ce type de produits ont connu de nombreuses évolutions et les exemples fournis dans la littérature (Puissant, 2003 ; Cuniberti, 2005) sont obsolètes. Les produits proposés à la demande ou « sur étagère »[2] diffèrent selon leur périmètre (agglomération, département, région), la précision de leur nomenclature (d'une dizaine de classes à une quarantaine), avec des résolutions micro (UMC de 0,005 ha (50m²) pour des cartes locales) à des UMC plus classiques (0,5 ha (5000m²) par exemple) mais leur fréquence temporelle est généralement annuelle.

[1] www.intelligence-airbusds.com/fr/2973-spot-thema; le coût de réalisation d'une carte de référence pour une seule année est de 16 à 20€/km² (soit plus de 8M€ pour la France entière)

[2] Par exemple Geolandis et Geopolis, land Use Map, GUS land Use (*GMES Urban Service*) projet mis en place dans le cadre européen de GMES/Copernicus, dont Urban Atlas est aussi issu), projets portés par des entreprises qui ont pu fusionner (société SCOT, GéoMéditerranée, Istar devenue SpotImage aujourd'hui Astrium).

4.2.8 DONNÉES THÉMATIQUES

Les couches haute-résolution (*High Resolution Layers*)

Principes méthodologiques

Dans une volonté de complémentarité avec CLC, l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) a mis en place un projet de cartographie à haute résolution spatiale de grandes catégories d'occupation du sol, dans le cadre du programme GIO (« GMES/Copernicus Initial Operations land »), ce qui a donné lieu à la création des '*GIO land High Resolution Layers'* (« GIO-HRLs ») (Langanke, et al. 2013), généralement appelées HRL[1]. Cette donnée est uniquement fournie par l'Agence européenne à des fins de recherche[2]. Il s'agit de produits cartographiques de résolution 20 m, au format raster, à l'échelle européenne, produits pour l'année de référence 2012 :

- d'abord des données discrètes, où chaque pixel est classé selon une logique binaire (présence ou absence) ou selon une logique de classification : prairies permanentes ; type de forêt (0 : non concerné ; 1 : feuillus ; 2 : conifères) ; zones humides ; surfaces en eau.

- ensuite des données continues, où pour chaque carte, chaque pixel est associé à une valeur correspondant au taux de couverture (de 0 à 100 %) dans la catégorie en question, à savoir : taux d'imperméabilisation (*degree of imperviousness*) ; taux de couvert forestier (*tree cover density*) ; taux de prairies permanentes ; taux de présence des zones humides ; taux de présence des surfaces en eau.

Ces cartes sont produites pour l'année de référence 2012 par classification automatique d'images satellite acquises entre 2006 et 2012 selon les cas. La carte du taux d'imperméabilisation a aussi été réalisée pour 2006 et 2009, mais n'est pas distribuée (Langanke, et al. 2013).

Pertinence des niveaux de résolution

Pertinence spatiale :
La précision de production est très fine : les cartes peuvent être fournies avec des pixels de 20 m ou bien de 100 m selon les cartes. L'échelle d'utilisation préconisée est cependant de l'ordre de l'hectare.

Pertinence thématique
La pertinence de ces produits dépend en grande partie des définitions retenues pour chaque thème. La plupart d'entre eux sont quasi exclusivement définis par des listes d'espaces inclus et exclus et non par des définitions précises en termes de caractéristiques spectrales et morphologiques.

La **forêt** est définie différemment selon les couches « taux de couvert arboré » et « type de forêt ». La carte du taux de couvert arboré adopte une approche physique large, puisqu'elle vise justement à mesurer le taux de couvert de 0 à 100 %. Les critères d'inclusion ne sont donc pas horizontaux mais verticaux : seule la strate arborée est à comptabiliser, excluant les formations ligneuses basses, les landes arbustives, les maquis et garrigues. Pour la carte « type de forêt », par contre, les seuils de la FAO (0,5 ha et taux de couvert supérieur à 10 %) sont appliqués de manière à ne prendre en compte que les formations les dépassant. Les espaces agro-forestiers traditionnels (*dehesas*, *montados*) inclus

[1] Au sein de l'EEA, ces produits raster s'inscrivent au sein de la grille de référence pan-européenne de 100 m et sont aussi désignés par d'autres noms : *EEA Fast Track Sealing Layer* qui inclut *Initial Soil Sealing* et *Soil Sealing Enhancement data* pour la couche imperméabilisée ; ainsi que la *Forest Map* pour la couche forestière.
[2] La demande peut être effectuée sur le site eea.europa.eu/themes/landuse/gio-land

dans ce seuil sont inclus, à la demande de l'AEE, mais les autres espaces boisés agricoles (vergers, oliveraies…) sont exclus, de même que les parcs urbains (Langanke, et al. 2013).

L'**imperméabilisation** est définie comme la couverture ou la destruction du sol par des matériaux partiellement ou totalement imperméables résultant du développement urbain et de la construction d'infrastructures. Les surfaces imperméabilisées incluent les zones résidentielles, industrielles, les infrastructures, les sites de construction, les zones mixtes (petits jardins, cimetières, terrains de sport). Cette dernière mention indique une approche plutôt inclusive que strictement physique. Sont exclus les mines, les décharges, certains sites de travaux, les lignes de chemins de fer (Langanke, et al. 2013)

La **prairie** est définie comme un « *sol couvert par de la végétation dominée par l'herbe et les autres plantes herbacées* » (Langanke, et al. 2013), incluant : prairie pâturées et de fauche, prairies cultivées ou semi-naturelles au sein des forêts, prairies naturelles, végétation herbacée boisée à moins de 10%, alpages avec une part minérale de moins de 30%, espaces de type agro-forestiers (vergers, oliveraies, *dehesas*, etc.) où l'herbe représente plus de 70% du couvert. Elle exclut les landes arbustives, à bruyère et à végétation sclérophylle, les mousses et lichens, les coupes forestières, les zones agricoles.

Les **zones humides** sont définies par la liste suivante : zones humides associées aux surfaces en eau, avec végétation ou non, tourbières avec eau de surface, zones humides côtières, (intertidales, marais salants…). Sont exclues les zones humides temporaires et agricoles (ex: rizières).

Les **surfaces en eau** sont identifiées à l'aide d'images satellites saisonnières supplémentaires afin de conserver uniquement les surfaces recouvertes d'eau en permanence. Sont inclus les lacs, étangs, rivières, canaux, lagons, estuaires ; sont exclus : mers et océans.

Pour l'ensemble des cartes, un code (254) indique un pixel non-classifiable (image indisponible, ennuagée, ombragée ou enneigée). Ces pixels restent très rares et confinés, en France, aux zones de haute montagne. L'ensemble de ces couches ne permet pas de représenter l'ensemble des classes d'occupation du sol : de nombreux cas sont exclus des définitions.

Pertinence temporelle
Les données disponibles ne donnent qu'une image fixe, pour une année de référence.

Format des données, disponibilité et utilisation

Les données sont disponibles au format raster (.tif) à l'échelle de l'Europe entière auprès de l'AEE. L'application d'un masque est nécessaire pour ne conserver que le périmètre de la France. Comme toute donnée matricielle, les pixels sont à cheval entre plusieurs pays et entre régions, et entre continent et océan. L'échelle des pixels rend en outre ces données très volumineuses.

Pertinence pour les inventaires UTCATF

Seul le taux d'imperméabilisation a été traité de façon dynamique, en trois années (2006, 2009, 2012). Pour les autres cartes, l'absence de données d'évolution limite l'intérêt des données pour le suivi diachronique. L'approche continue est aussi indirectement compatible avec l'approche UTCATF classique visant à classer de manière traditionnelle des surfaces en une seule catégorie. Néanmoins, à des fins de comparaison, ces données permettent de mesurer la variabilité, au sein d'une même catégorie d'occupation cartographiée par une autre donnée, du couvert végétal, de l'imperméabilisation, etc.

Données spécifiques à l'agriculture

Le Registre Parcellaire Graphique

Origines

Dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC), et conformément à la réglementation communautaire[1], la France doit disposer d'un système d'identification des parcelles agricoles[2] et des cultures pratiquées chaque année, afin de distribuer les éventuelles aides aux exploitants, ces aides étant proportionnelles aux surfaces cultivées. Depuis 2002, la France a mis en place le Registre Parcellaire Graphique (RPG) qui est un système d'information géographique identifiant les parcelles agricoles déclarées par les agriculteurs pour obtenir des aides (voir chap. 3 p. 164-165).

Méthodologie

L'unité de base du RPG est l'îlot de culture, qui correspond à un ensemble contigu de parcelles culturales exploitées par un même agriculteur professionnel. Le dessin des îlots (qui ne peuvent se recouvrir) se fait sur la base de la BD Ortho de l'IGN et des îlots de la campagne précédente[3]. Chaque exploitant (env. 400 000 personnes) déclare les différentes cultures présentes dans chaque îlot, et peut corriger les contours du polygone en cas de changement. Les îlots doivent dépasser le seuil surfacique d'1 are : de ce fait, des parcelles isolées ne sont pas incluses (Angles, dir. 2014). Il s'agit donc d'une base déclarative et non exhaustive. Ce dispositif est administré par l'Agence de Services et de Paiement (ASP). Des données précises sur l'exploitant et les cultures sont renseignées.

Base Disponible

La base annuelle anonymisée est visualisable depuis 2007 sur le site Géoportail. Les données dont nous disposons, téléchargées sur le site data.gouv.fr, couvrent les années 2010 et 2012. Chaque jeu de données annuel contient environ 6 millions d'îlots (6 123 259 en 2010, 6 132 686 en 2012), qui couvrent plus de 27 millions d'hectares[4]. Chaque îlot est caractérisé par différentes données, dont les variables vont de l'occupation du sol (nature de la culture et surface associée) aux caractéristiques économiques de l'exploitation.

Qualité

Cette base peut présenter des erreurs géométriques : la surface déclarée étant dessinée par l'exploitant, en cas de remembrement, des doublons peuvent apparaître (îlots déclarés par deux exploitants). Le dessin d'un îlot peut changer sans que l'occupation change ; il prend en compte les petits bois, certains bâtis… Il s'agit donc d'une source non centralisée. Le RPG, reste trop lacunaire pour suivre avec pertinence les évolutions d'un paysage fortement marqué par des activités agricoles, par exemple les paysages de vignobles et d'oliveraies méditerranéens, surtout à échelle régionale et locale (Angles, dir. 2014). Les utilisateurs du RPG considèrent généralement qu'il faut l'utiliser avec prudence et en complément d'autres sources (Cheveau, 2011).

Pertinence thématique (nomenclature)

La nomenclature du RPG est constituée de 29 classes qui peuvent être résumées en grandes catégories :

[1] règlement CE n°1593/2000
[2] *Land Parcel Identification System* ou LPIS
[3] La BD-Parcellaire de l'IGN n'est pas utilisée comme point de repère pour les limites des îlots.
[4] Toutes les surfaces qui *pourraient* être déclarées dans ce système peuvent être estimées à environ 30 millions d ha, d'après TerUti, soit environ 3 millions d'ha (10% des surfaces agricoles) qui seraient hors périmètre du RPG.

Tableau 4.12. Nomenclature du RPG

Grande catégorie	Nb de catégories finales
Cultures classiques	12
Gel	3
Prairies	5
Vignes, vergers, fruits	4
Légumes, fleurs	1
Arboriculture	1
Divers ou pas d'information	3

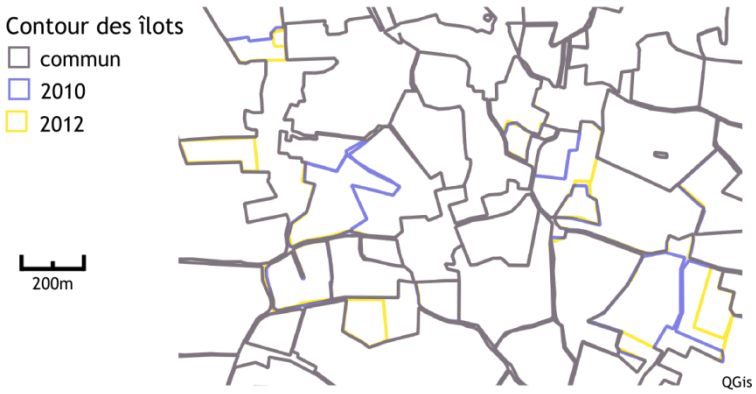
Pertinence spatiale

Cette base n'est pas exhaustive : l'ensemble des terres à usage agricole n'est pas représentée. Il manque les surfaces non-aidées, or ces surfaces ne sont pas les mêmes d'une année à l'autre (les aides de la PAC et les stratégies des exploitants évoluent…) ainsi que les petites. Les données sont disponibles pour les 94 départements de la France métropolitaine[1]. Les îlots rassemblés ne couvrent pas les espaces agricoles de façon cohérente et continue.

Problèmes pour l'estimation des changements.

Les identifiants des îlots évoluent selon les années, de même que leurs contours : ces identifiants ne peuvent donc pas servir de base. Seule la comparaison spatiale entre ilots permet un suivi efficace. Néanmoins, le dessin des ilots varie à la fois en fonction des déclarations des exploitants et de l'évolution des directives (ex : comptabilisation ou non des chemins), dès lors une incertitude quant à la variation des emplacements. Les changements observés par superpositions de couches ne sont donc pas tous valides.

Fig 4.21. Variabilité spatiale du dessin des contours des ilots.



La DDT-08 (département des Ardennes) a mis au point une méthode pour suivre l'évolution des îlots PAC (en l'occurrence pour les prairies permanentes, mais applicable en général) par superposition, en ne prenant pas en compte les scories (petites surfaces crées par superposition) et en ne conservant que les surfaces d'accord (seuil fixé à 80 % de la surface des ilots d'origines). Cette méthode ignore les ilots qui n'apparaissent pas toutes les années (environ 1% dans les Ardennes) (Chapelon et Hannequin, 2014).

[1] sauf les départements 75 et 92 qui ne contiennent pas d'espaces agricoles

Le Recensement Général de l'Agriculture

Le recensement général de l'agricolutlure (RGA), aussi appelé recensement agricole[1] est une enquête exhaustive du monde agricole, réalisée selon un pas de temps décennal dans un but d'orientation des politiques. Il est organisé, à l'instar de TerUti, par le Service Statistique et Prospective du Ministère de l'Agriculture. Cette base de données administrative nous renseigne, à l'échelle cantonale[2], sur les principales utilisations agricoles du sol. Le maillage original est celui de la commune, mais d'une part la localisation est celle du siège d'exploitation, ce qui introduit un biais ; et d'autre part le secret statistique ne permet pas de diffuser des chiffres s'il y a moins de 3 exploitations par commune, ce qui, avec l'agrandissement des exploitations, est de plus en plus fréquent. Elle ne permet pas une connaissance à l'échelle fine du foncier ; et il s'agit d'une donnée principalement déclarative (même si les taux de réponse sont très satisfaisants) (Cheveau, 2011). L'enquête est réalisée auprès de l'ensemble des exploitations agricoles françaises. Les recensements agricoles sont organisés par chaque pays de l'Union européenne, dans le cadre des recommandations des Nations unies et conformément aux règlements communautaires. Les opérations de statistiques agricoles décennales remontent au 19^{e} siècle, avec des enquêtes menées en 1836-1840, 1852, et 1862. Les années enquêtées avec une approche cohérente sont : 1970, 1979, 1988, 2000 et 2010.

Qualité

Les données fournies restent cependant inégales, certains postes n'étant pas renseignés pour toutes les années et toutes les régions. Seule une partie des variables et des modalités a été conservée depuis le début (Cohen et al, dir, 2007).

Méthodologie

La collecte de l'information ainsi que le contrôle et la saisie des questionnaires sont réalisés par les services statistiques des directions départementales et régionales de l'agriculture et de la forêt. Une campagne de collecte mobilise 3500 enquêteurs sur plusieurs mois. L'unité de base de cette enquête est l'exploitation agricole (*une unité économique répondant simultanément aux trois conditions suivantes : elle produit des produits agricoles ; elle atteint ou dépasse une certaine dimension : 1 hectare de SAU (superficie agricole utilisée), sinon, 20 ares de cultures spécialisées, sinon, présence d'une activité suffisante de production agricole estimée en effectifs d'animaux, en surface de production ou en volume de production ; elle est soumise à une gestion courante indépendante)* (Agreste, 2010). L'enquête porte sur toutes les superficies (agricoles ou non) dont l'exploitation dispose. Parmi elles, toutes les parcelles mises en valeur à titre exclusif par l'exploitation sont recensées. On affecte toute la superficie de la parcelle à la culture principale, ce qui évite de faire des doubles comptes des surfaces de l'exploitation.

Pertinence thématique

Les catégories d'utilisation du sol recensées correspondent aux superficies des exploitations : la superficie agricole utilisée, les sols des bâtiments et cours, les bois et forêts, les landes improductives, les territoires non agricoles. Ces catégories ont changé au cours du temps. La superficie agricole utilisée (SAU) comprend les grandes cultures (céréales, cultures industrielles, légumes secs et protéagineux, fourrages…), les superficies toujours en herbe, les légumes frais, les fleurs, les cultures permanentes (vignes, vergers…), les jachères et les jardins et vergers familiaux.

[1] Voir par exemple le site consacré agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/structure-des-exploitations-964/recensement-agricole-2010/presentation/

[2] Compte tenu des limitations de la base, une utilisation régionale ou nationale est plus fiable.

Il est pertinent d'utiliser le RGA comme indicateur de l'évolution de l'occupation du sol, à certaines conditions. Il a par exemple été mobilisé pour étudier l'évolution de l'occupation du sol dans le bocage normand et noter les transformations paysagères depuis 1970, notamment par analyse en composantes principales, démontrant une évolution marquée des Surfaces toujours en herbe vers les cultures céréalières. Ce type d'analyse est alors complété par des analyses de photographies aériennes (confirmant l'agrandissement des parcelles et la destruction des haies) et des relevés floristiques (Cohen, et al. 2007)

La Statistique Agricole Annuelle

La Statistique agricole annuelle (ou « SAA ») n'est pas une donnée en tant que telle mais est une opération de synthèse utilisant l'ensemble des informations disponibles sur un sujet donné - fruit d'arbitrages visant à construire des données cohérentes dans le temps et homogènes dans l'espace. Etablie au niveau régional par chaque service statistique des directions régionales de l'Agriculture et de la Forêt, les chiffres relatifs à la France sont issus de la somme de ces résultats régionaux. Les résultats des enquêtes sont rapportés au siège de l'exploitation, ce qui sous-entend que les surfaces prises en compte sont exhaustives. C'est le cas pour les cultures, mais en partie seulement pour les prairies, alpages et estives. Elle est publiée sous forme de tableaux où apparaissent également les résultats nationaux, régionaux ou départementaux. Les données sont relatives aux statistiques d'utilisation des terres et de production agricole : superficies, rendements, quantités récoltées, effectifs… Le chiffre de la France est « extrapolé » par addition des régions répondantes et estimées et représente la production nationale (Agreste, 2009).

Ces données peuvent servir de point de repère mais les résultats des enquêtes brutes sont à privilégier. « *Depuis que* [la SAA] *procède par arbitrage entre cadastre, TerUti et IFN, rien n'est vraiment clair* » (Cinotti, 1996). Les résultats des enquêtes qui servent à établir ces données sont en effet toujours ramenés au siège de l'exploitation. Malgré l'utilisation de l'exploitation comme base d'estimation, les surfaces incluent aussi des prairies dites « hors exploitations », ce qui correspond surtout à des prairies et alpages qui peuvent appartenir à des unités collectives qui les mettent à la disposition des exploitants. À partir de la SAA, Bisault (2008) propose un récapitulatif de l'évolution des surfaces de cultures annuelles et des prairies, qui n'a de valeur qu'indicative compte tenu des limites de cette donnée.

Données concernant la forêt et les milieux semi-naturels

Données anciennes

Cinotti (1996) a dressé un bilan très complet des sources statistiques relatives à la surface forestière disponibles (cadastre, estimations d'experts, recensements et enquêtes) sur l'état de la forêt avant la création de l'Inventaire Forestier national, notamment la statistique Faré-Mathieu (1878), ainsi que la *Statistique sommaire des bois particuliers et communaux non soumis*, dite « statistique Daubrée » (car commandée par Lucien Daubrée, directeur de l'administration des forêt), dont les données ont été recueillies entre 1904 et 1912 (1908 est retenu comme date moyenne). Ces données sont de qualité diverses mais servent de points de repère pour retracer l'évolution générale des surfaces boisées.

L'Inventaire Forestier National

Origine

L'Inventaire Forestier National (IFN) est crée en 1958, par ordonnance du Général De Gaulle, avec pour objectif de mieux connaître les potentialités des forêts françaises – tout comme Louis XV avait demandé à ce que l'on estime la superficie boisée grâce à la carte de Cassini (Bazire, 1984). Il est chargé de l'inventaire permanent des **ressources** forestières nationales, indépendamment de toute question de propriété (articles L.521-1 et L.521-2 du code forestier actuel). Il s'agit donc d'un inventaire à finalité économique et stratégique, puisque c'est la forêt comme espace productif de bois qui est visé par l'enquête. En 2012, après un partenariat signé en 2006, l'IFN fusionne avec l'IGN qui conserve la mission d'inventaire forestier. Il s'agit d'une enquête par visite sur le terrain de points d'échantillonnage. Le protocole consiste à effectuer diverses mesures pour renseigner au mieux l'état des arbres et de la forêt : le calcul de la superficie forestière n'est qu'un aspect de cette enquête.

Périmètre

L'IFN a pour objet l'ensemble du territoire mais il renseigne en détail les ressources forestières, c'est-à-dire les espaces permettant la production ligneuse : espaces boisés (appelés forêts, bosquets, boqueteaux, peupleraies) ; les linéaires plantés (haies ou alignements) et même les arbres épars. En premier lieu, l'ensemble du territoire est considéré[1]. En effet comme l'indique Bazire (1984, p.15) « *la logique de la méthode entraîne aussi l'inventaire des landes, maquis, garrigues et autres terrains vacants susceptibles d'être reboisés, et par là, une étude générale sur le mode d'occupation du sol* ». Les espaces non-boisés sont donc enquêtés car ils pourraient le devenir. Les sols humides, artificialisés, nus, etc., sont quant à eux qualifiés d'improductifs. L'inventaire forestier statistique ne traite pas les formations arborées urbaines ou d'agrément, les vergers, vignes, noyeraies et truffières. Jusque la mise à jour méthodologique de 2005, les bosquets de moins de 2,5 ha étaient ignorés (IFN, 2004). Depuis le partenariat IFG-IGN de 2006 et leur fusion en 2012, le périmètre des cartes IFN a évolué pour s'adapter à la couche « Végétation » du Référentiel à Grande Echelle (voir p. 264), désormais co-produite par ces deux organismes. Avec une précision de 0,5ha, cette cartographie est organisée autour de cinq thèmes : forêt fermée, bosquets, haies, arbres épars ; forêt ouverte ; lande ligneuse ; lande herbacée et verger (Touya et al, 2007 ; Touzet et Lecordix, 2010).

[1] Sauf les zones interdites (« *terrain occulté* »), représentant 72000 ha pour la campagne 2005-2009, comparable à la surface classée en *zones interdites* pour la même période par TerUti, estimée entre 56 432 et 124 721 ha.

Méthode départementale : 1960-2004

Bazire (1984) fournit une description méthodologique complète de cette méthode. Il s'agit d'un inventaire par département : chaque année, une partie des départements est enquêtée. Un cycle est complété lorsqu'au bout de plusieurs années (en moyenne 12 ans) tous les départements ont été enquêtés. L'estimation à l'échelle de la France s'obtenait alors par consolidation des valeurs départementales issues d'années différentes. On a donc des années glissantes, une estimation de surface qui vaut pour une année moyenne théorique, qui regroupe des valeurs observées sur une période longue… Le cycle le plus ancien disponible en base de données et couvrant toute la France métropolitaine couvre la période 1973-1988 (1981 étant l'année moyenne retenue lorsqu'on somme ces résultats pour la France entière[1]).

Une nouvelle méthode depuis 2005 : le sondage systématique

En 2004, la collecte départementale a été remplacée par une collecte nationale annuelle systématique. Depuis l'intégralité du territoire est visitée annuellement, avec une densité d'échantillonnage moindre, Les résultats de l'inventaire forestier statistique de l'IGN sont obtenus par cumul de cinq années de campagnes d'inventaire[2]. Les derniers résultats d'inventaire disponibles sont issus des campagnes 2007 à 2011 et 2009 en est l'année moyenne. Cette nouvelle méthode, basée sur une logique de sous-échantillons : sa précision dépend de la taille et de la variabilité du domaine d'étude. Elle permet d'avoir des estimations pour la France entière pour des années différentes, et répond à de nouveaux besoins et à de nouveaux enjeux (comptabilité du patrimoine naturel, des stocks de carbone, des habitats pour la biodiversité, etc.).

Cette méthode repose sur une grille d'échantillonnage de 1km de résolution : chaque « nœud » au centre d'une maille correspond à un ou plusieurs[3] points d'inventaire. Chaque année, 1 nœud sur 10 est sélectionné, donnant environ 80 000 points d'inventaires annuels (80 747 points en 2012). Toutes les mailles sont parcourues en deux cycles de 5 ans : 2005-2009 puis 2010-2014 La visite des points en forêt est ensuite réalisée. La première étape est la photo-interprétation ponctuelle à partir des ortho-photographies (BD Ortho de l'IGN ou départementales) pour renseigner, pour des placettes de 25 mètres de rayon autour de chaque point (soit une surface de 1962,5 m² soit 0,2 ha) l'occupation, l'utilisation, la taille du massif forestier. De plus, un transect de direction aléatoire, partant du nœud, de longueur d'1km est tracé et les photo-interprètes renseignent le nombre d'intersections de ce transect avec des formations linéaires arborées[4]. Chaque département est survolé tous les 12 ans. Les clichés sont numérisés et rectifiés puis calés sur un fond cartographique type Scan 25, puis vectorisation des contours forestiers sous SIG. En rassemblant ancienne et nouvelle méthode, on dispose donc comme référence des années 1908, 1981, 1998, puis toutes les années de 2005 à 2013.

Pertinence

Pertinence de la nomenclature

L'application de la nouvelle définition de la forêt a mis plusieurs années à être intégralement appliquée, comme en témoigne un compte-rendu interne de l'IFN[5], citée par Dereix et al. (2011) : « *les points nouveaux forestiers étaient antérieurement classés en landes et sont soit des formations ligneuses méditerranéennes (maquis ou garrigues) soit d'anciennes terres agricoles enfrichées et qui passent progressivement à la forêt. Ces nouveaux points devraient théoriquement être classés en forêt*

[1] L'année exacte de recensement est indiquée dans la documentation méthodologique fournie par l'IGN.
[2] Chaque année, sur l'ensemble des points d'échantillonnage, 20% sont enquêtés et constituent le sous-échantillon annuel.
[3] il peut y avoir plusieurs points enquêté, par exemple pour un nœud en peupleraie ou en montagne
[4] Cette approche est proche de celle de LUCAS.
[5] Séance du 7/11/2010 du Comité Scientifique et Technique (CST)

de production[1]*. Dans la pratique, les opérateurs en classent une partie en forêt de protection. Ces nouveaux points font donc évoluer les caractéristiques de ces deux catégories de forêt et la notion de forêt de production perd de son sens. »* [L'IFN suggère] *« qu'un réexamen de la nomenclature des postes qui composent la forêt soit opéré et qu'une catégorie intermédiaire pourrait être créée et dénommée « forêt faiblement productive » afin d'organiser un continuum entre les points maintenus en landes et la forêt de production »*. (Dereix et al. 2011, p. 17). Cette évolution est intéressante car elle a pour but d'intégrer des réalités hétérogènes de la forêt et ses dynamiques. On retrouve ici, comme pour TerUti, l'expression de la difficulté d'arriver à un compromis entre cohérence temporelle du protocole et volonté d'amélioration de sa pertinence et son efficacité.

Stratification

La stratification est effectuée selon sept classes, regroupées en deux familles. Ce pré-classement est centré sur la végétation : 1) Couverture boisée (fermée, ouverte ou bosquet, peupleraie) ; 2) non boisée (lande, autre végétation, sans végétation, eau continentale). Parmi les landes, trois types physionomiques ont été définis (parmi d'autres critères descriptifs) : lande arbustive (taux de couvert <10%) ; pelouse et autre landes (site marécageux, tourbeux, littoral dunaire…).

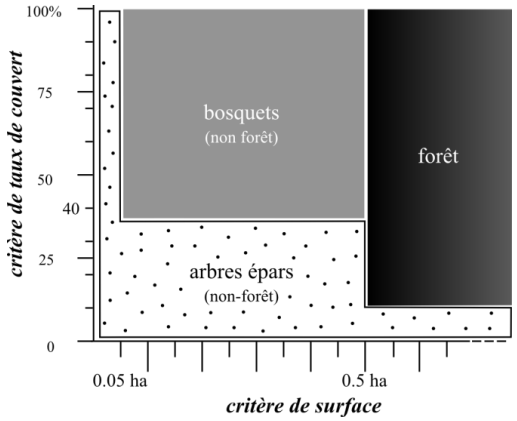
Définition de la forêt

Le périmètre valable, pour les années 1980, distingue forêt de production, autres forêts, bosquets (de 0,05 à 0,5 ha) et boqueteaux (de 0,5 à 4 ha). Les peupleraies ne sont pas incluses. Depuis 2005, l'IFN applique la définition de la FAO, définissant des seuils de surface, de couvert, de hauteur potentielle et de largeur. Un arbre est un végétal ligneux (sauf les lianes) dépassant 5 m de hauteur à maturité *in situ*. La définition de la FAO a été précisée dans le cadre de travaux européens (projet COST E43). Cette définition que reprend l'IFN est la suivante : « *la forêt est un territoire* (sic) *occupant une superficie d'au moins 50 ares avec des arbres pouvant atteindre une hauteur supérieure à 5 m* in situ*, un couvert boisé de plus de 10 % et une largeur moyenne d'au moins 20 m. Elle n'inclut pas les terrains boisés dont l'utilisation prédominante du sol est agricole (agroforesterie) ou urbaine (parcs et jardins)* ». Une forêt peut ensuite être divisée en deux sous-types : *forêt de production* (forêt où croissent des arbres pouvant être utilisés pour produire du bois, sans qu'aucune utilisation ou condition physique n'en empêche l'exploitation) et *autre forêt*, ce qui reprend ainsi les classes historiques de l'IFN.

Les surfaces boisées comprises entre 5 et 50 ares (0,5 ha), avec un couvert arboré de 40 %, correspondent aux bosquets. Les peupleraies sont incluses dans l'inventaire, mais traitées à part. Sont aussi inclus dans l'inventaire forestier les formations linéaires arborées, c'est-à-dire un ensemble linéaire comportant des arbres sur au moins 25 m de long, sans interruption de plus de 20 m, sur une largeur inférieure à 20 m, et d'une hauteur « potentielle » (à maturité) supérieure à 1,30 m.

[1] en réalité, un accru forestier n'est pas forcément exploitable (Guyon, 1999).

Figure 4.22. Définition FAO de la forêt appliquée par l'IFN



Conception Robert, 2016.

Cette définition stricte de la forêt, appliquée sur le terrain par des spécialistes, explique en partie l'estimation supérieure de la surface forestière par l'IFN (16 063 000 ha pour la campagne 2005-2009) par rapport à TerUti (15 267 787 ha). Pourtant, ils appliquent tous les deux la définition FAO. Les enquêteurs TerUti sont moins expérimentés et ne sont pas des spécialistes de la forêt comme le sont les enquêteurs IFN : ils portent sans doute un regard plus neutre sur ces occupations du sol. Nous reviendrons dans la section 4.3 sur cette comparaison.

Format des données disponibles

Les données (ancienne et nouvelle méthode) sont disponibles sous forme de tableaux statistiques présentant les synthèses des résultats de l'inventaire, pour la France ou par région[1]. Depuis la mise en place de la nouvelle méthode, les données sont estimées par année puis fournies avec plus de certitude sur une période de 5 ans avec l'année moyenne comme année de référence (par exemple 2011 pour la campagne 2009-2013). La carte des points stratifiés est aussi disponible.

Pertinence pour l'inventaire UTCATF

Les estimations de l'IFN sont actuellement utilisées par le CITEPA pour déterminer les valeurs de biomasse forestière. Les différentiels d'estimation de la surface forestière entre l'IFN et TerUti ont été constatés dans ce cadre, mais la notification officielle de ces surfaces est toujours réalisée sur la base de TerUti. De plus, la non-significativité statistique des évolutions annuelles établies par l'IGN est aussi un frein à l'établissement de référentiels annuels de changements d'occupation du sol, car il n'est pas possible de déduire des changements, bruts ou nets, entre deux années consécutives.

Encadré 4. Inventaires des haies

Les haies, constituant un des ensembles arborés du territoire, ont été traitées aussi par l'IFN. En tant qu'éléments paysagers, elles ont aussi été traitées par TerUti. On trouvera une liste des définitions les plus courantes des haies dans Bousquet (2013). Entre autres, deux inventaires complémentaires à TerUti ont été consacrés au recensement des haies : le premier en 1995 (Boucher, 1995), enquête fondée sur une nomenclature à dire d'expert ; le second, en Bretagne, en 1996 (DRAF de Bretagne, 1997). Dans le second cas, il s'agit d'une typologie en 8 classes, créée à posteriori par classification hiérarchique des indicateurs relevés sur le terrain. Cette enquête a recensé 251 000 km de haies. Les haies bretonnes sont à 43% situées en bord de route ou de bâti. Les auteurs qualifient ce maillage de primaire « *car adossé à des limites assez stables du paysage* ».

[1] Sur le site inventaire-forestier.ign.fr

Autorisations de défrichement

Le défrichement désigne la destruction de l'état forestier d'une parcelle, lors de sa transformation pour un nouvel usage, agricole ou pour la construction par exemple. Ce terme désigne donc avant tout un changement d'usage du sol plutôt que d'occupation, car une coupe rase à des fins sylvicoles n'est pas considérée comme un défrichement. A l'inverse, l'idée d'usage implique qu'une parcelle forestière transformée en camping répond bien à la définition du défrichement, et ce même si aucun arbre n'est coupé (on considère le défrichement potentiel à terme), ce qui n'est pas compatibles avec l'enjeu carbone. En France, l'usage de ce terme relève surtout d'une acceptation juridique, puisque cette opération est réglementée par le code forestier[1], alors même que ce code ne propose pas de définition légale de la forêt (laissée à l'appréciation locale, Peloux, 2008 ; Dorveaux, 2014). La réglementation du défrichement, mise en place pour contrôler les ressources forestières, a entrainé la création d'une demande d'autorisation de défricher. Ces déclarations, avec autorisation, réserve ou refus, peuvent constituer une source de données : elles renseignent, annuellement et par département, les surfaces concernées.

Données disponibles

Les synthèses annuelles départementales compilées par les Directions Départementales des Territoires (DDT) sont envoyées au Ministère de l'Agriculture, qui les résume sous forme de tableaux annuels, renseignant, pour chaque département, le nombre de dossiers, les surfaces autorisées, exemptées ou refusées par destination-type (mise en culture, carrière, urbanisation, autre). Ces documents n'avaient pas tous été numérisés – ce que nous avons entrepris pour la période 1974-2014[2]. Ces données constituent *a priori* une source d'information pertinente : d'abord parce qu'elles enregistrent les changements au lieu de les constater ; ensuite parce qu'elles renseignent aussi la destination de ces opérations, ce qui est compatible avec l'approche classique du suivi de l'occupation du sol.

Limites

Les valeurs des tableaux ne reflètent pas de manière fiable les véritables surfaces défrichées. D'une part, les opérations concernant des massifs privés de moins de 4 ha sont exemptés de demande. Ce seuil est souvent interprété à tort comme s'appliquant à la surface défrichée alors qu'il s'applique au massif boisé concerné par le défrichement, quelle que soit la surface défrichée, ce qui fausse certaines déclarations. De plus, des seuils différents sont appliqués localement. Certaines opérations qui ont des destinations particulières sont aussi exclues (pâturage, etc. en vertu de l'article L 341-2 du Code Forestier). Certaines opérations sont non déclarées de manière illicite. Enfin, les informations déclarées peuvent être différentes des opérations réalisées : la surface effectivement défrichée peut-être plus petite ou plus grande, le défrichement peut intervenir 5 ans après la déclaration. La qualité spatiale et temporelle de ces données n'est donc pas optimale. Les années sont renseignées inégalement : certaines années ne sont renseignées qu'au niveau national, d'autres varient entre l'année de déclaration et l'année du défrichement effectif. De plus, l'évolution de la réglementation peut induire des biais de déclaration. Ainsi, une taxe, instaurée entre 1995 et 2000, a induit des sous-déclarations. Depuis 2014, tout défrichement est considéré « sous réserve », sous condition (compensation physique, financière…). Enfin, la saisie de ces informations au niveau déconcentré des DDT explique aussi des variations/erreurs/années non renseignées… En somme, beaucoup de défrichements sont exclus du périmètre, non-déclarés, sous-déclarés ou sur-déclarés. Les surfaces concernées sont très faibles : environ 5000 ha / an, valeur largement en deçà d'autres estimations, certes appliquant une approche « occupation » plus large (voir chapitre 5).

[1] Établi dès 1346 et remanié en 1669, 1827, 1952 et 2001.
[2] sauf 1998 et 1999, qui n'ont pu nous être transmises par le Ministère de l'Agriculture.

Les données de l'ONF

Créé en 1964[1], l'Office National des Forêts est chargé de la gestion des forêts publiques. Les forêts publiques représentent environ un quart de la forêt française avec plus de 4 millions d'ha. Cette surface se répartit en forêts domaniales et de collectivités. Le quart Nord-Est du pays, avec les Alpes et les Pyrénées, rassemblant la plus grande partie de ces surfaces. Les données de l'ONF sont disponibles sous formes de tableaux de données et de cartographies[2].

Les surfaces des forêts publiques en 2011 sont libres de diffusion, dans le cadre de la libération de données publiques. Cependant, les métadonnées avertissent les utilisateurs qu'il ne s'agit pas d'un référentiel car ces surfaces concernent des terrains relevant du régime forestier, qu'ils soient entièrement ou partiellement boisés, selon une approche juridique et non physique. De plus, des simplifications ont été opérées pour consolider la géométrie des polygones, ainsi que leur sémantique pour obtenir une couche finale topologiquement propre. L'Unité minimale de restitution utilise deux seuils : 0,5 ha pour les polygones de forêt publique, et 1ha pour une enclave au sein d'une forêt. Les forêts publiques domaniales représentent 1,711 millions d'ha ; les autres forêts publiques, de collectivité, représentent 2,908 millions d'ha.

L'ONF dispose cependant de données brutes plus précises. Les valeurs qui nous ont été transmises[3] indiquent 1 702 300 ha de forêts domaniales (contre 1 797 000 ha pour l'IFN) et 2 894 300 ha de forêts de collectivités (contre 2 745 000 ha pour l'IFN), donc des valeurs légèrement plus basses que celles de la donnée publique, écart expliqué par leur simplification géométrique. De plus, l'ONF dispose d'une base de données renseignant les caractéristiques des forêts aménagées par l'ONF, indiquant que la surface boisée dans les forêts domaniales aménagées est de 1 500 000 ha, soit un taux de boisement des terres domaniales de 88,1 %. C'est une valeur minimum, car elle ne prend pas en compte les surfaces domaniales non-aménagées qui seraient aussi boisées. L'ONF ne renseigne pas le taux de boisement des forêts de collectivités (l'IFN l'estime à 92 %).

L'ONF nous a renseigné sur les surfaces défrichées en forêt publique : en réalité, il s'agit de surfaces qui perdent leur statut, (on parle de « distractions ») pour des projets TGV et routiers, et qui ne sont plus gérées par l'ONF. En compensation, l'ONF récupère de nouvelles terres boisées (mais il n'y a pas dans ce cas de véritable compensation carbone, puisque les surfaces récupérées étaient déjà enforestées). En 2007, par exemple, pour 107 ha distraits, 341 ha ont été reçus en compensation. A cela s'ajoutent des acquisitions de l'Etat, qui après s'être arrêtées entre 2003 et 2009, ont repris en 2010, pour résorber des enclaves (309 ha en 2010). Il s'agit donc de très faibles surfaces au regard des changements dont nous avons connaissances par ailleurs… Les défrichements estimés par d'autres sources (comme TerUti) concernent donc les forêts privées, à l'exception de quelques rares surfaces.

Le « Fond blanc » de CarHab

Le Ministère de l'Environnement, dans le cadre de l'élaboration de la stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020, s'est fixé un objectif d'amélioration des connaissances sur la répartition et l'état des habitats naturels et semi-naturels sur le territoire français. Un programme de cartographie des habitats (CarHab) a été mis en place en 2011, en collaboration avec des équipes de recherche et avec le Museum National d'Histoire Naturelle. L'objectif est de disposer à l'horizon 2025 d'une carte utilisable à l'échelle du 1 :25 000^{e} représentant la végétation actuelle et potentielle, via une approche

[1] et succédant en partie à l'Administration des Eaux et Forêts, qui remonte au 13^{e} siècle.
[2] Auprès de l'ONF, www.onf.fr/onf/sommaire/donnees_publiques
[3] M. Rubio, transmission personnelle

de phytosociologie dynamique et une approche paysagère. Entre 2011 et 2014, la méthode, notamment à partir de tests sur le terrain de différentes approches, a pu être définie. Les premiers résultats cartographiques sont attendus d'ici 2017, avec une finalisation de la couverture de la France en 2025, pour ensuite entreprendre une mise à jour. Ce projet comprend notamment un volet méthodologique de création du « fond blanc » physionomique et écologique (Ichter, et al. 2013).

Le « fond blanc », consiste en « un pré-découpage des milieux semi-naturels du territoire selon une approche environnementale et physionomique », visant à « offrir un support cartographique pour le recueil de l'information phytosociologique sur le terrain » (Commagnac, 2012). Ce fonds blanc est un produit vectoriel issu de l'interprétation de plusieurs sources (images SPOT-6 et 7, Pléiades, Landsat-8, Sentinel-2 ; photos aériennes couleurs et infrarouge…), ainsi que du traitement de variables environnementales topographiques (pente, exposition, indices topographiques), climatiques (ensoleillement, précipitations) et édaphiques (géologie, pédologie). Dans le cadre de ce projet, un travail de hiérarchisation de ces facteurs abiotiques a été mené (Commagnac, 2012).

Niveaux de résolution

Ce produit a une résolution spatiale compatible avec une exploitation à l'échelle du 1 : 25 000^{e} et une UMC de 0,5 ha (5000m²). Thématiquement, le fond blanc exclut les espaces urbains et artificiels. Sa nomenclature est homogène pour l'ensemble du territoire, et est organisée autour de quatre grands types de milieux : milieux forestiers, milieux ouverts de haute altitude ; milieux ouverts de basse altitude ; eaux libres continentales et littorales.

EcoMos (Ile-de-France)

La production d'EcoMos remonte à 2001 et ce projet s'inscrit à la suite de réflexions locales sur la cartographie des milieux naturels en Île-de-France. EcoMos a été produit pour compléter le MOS sur les thèmes naturels et semi-naturels, le MOS étant davantage orienté vers la cartographie de l'utilisation urbaine du sol. Il s'agit donc d'une cartographie restrictive : elle ne représente ni les espaces artificiels ni les espaces agricoles. EcoMos a été produit en 2000 et une mise à jour est en production.

Il s'agit, comme pour le MOS classique, d'une interprétation d'images satellites des espaces préalablement classés dans les postes naturels et semi-naturels du MOS (espaces boisés et forestiers, y compris coupes et clairières ; surfaces en herbe agricoles ; espaces ruraux vacants), de façon à créer une couche complémentaire et cohérente avec le MOS. Les espaces cultivés, les parcs et jardins ne sont pas inclus dans cette base. La nomenclature reflète la volonté de précision dans la cartographie des espaces naturels : 146 postes de légendes ont été créés. L'UMC est fixée à 0,2ha (2000 m²) sauf pour les mares. Les espaces peu étendus sont donc sous-estimés, comme par exemple les tourbières[1] (IAURIF, 2005).

Ecoline (Ile-de-France)

Le MOS et EcoMos n'étaient pas suffisants pour répondre au besoin de suivi fin des habitats et des supports de déplacements de la faune dans une région à l'extrême fragmentation paysagère. Ainsi, une base complémentaire non plus centrée sur les surfaces mais sur les éléments ponctuels et linéaires a été construite : Ecoline. L'objectif est d'affiner les UMC du MOS et d'EcoMos

[1] Seules 4 tourbières sont recensées sur plusieurs dizaines estimées par ailleurs (Ponge et Herbuveaux, 2013).

(respectivement : largeur minimale de 25ù et de 45 m et surface minimale de 0,0625 ha (625m²) et de 2ha (2000 m²)). Thématiquement, il s'agit de suivre des éléments surfaciques fins, ponctuels ou linéaires, présentant un intérêt écologique (arbres épars, haies, chemins, etc.) (Natureparif, 2011).

Méthode de production et résolutions

Deux interprètes de la société OGE ont réalisé la saisie des éléments, par interprétation à l'écran de photographies aériennes Inter-Atlas prises entre 2008 et 2009, de résolution 20 cm. Ils disposaient en outre du SCAN 25 de l'IGN, des cartes du MOS et de l'EcoMos (notamment pour assurer le calage avec ces cartes) et de cartes régionales d'infrastructures. Trois couches vectorielles sont produites : une couche ponctuelle pour les éléments isolés, une couche linéaire, (les structures boisées sont dans la couche ponctuelle en dessous de 4 arbres) et une couche polygonale.

Résolution spatiale

La résolution des photographies sources permet une interprétation à l'échelle du 1 : 1000^{e} et une distinction non seulement des objets visés mais aussi de leurs caractéristiques (nature des bas-côtés de route, arbre voire arbuste isolé, etc.). Les résolutions sont définies d'abord en fonction des limites du MOS et de l'EcoMos et ensuite de façon différenciée selon les trois couches, ponctuelle (objets inférieurs à 10 m de diamètre, et 20 m pour les mares et mouillères) ; linéaire (largeur maximale de 10 m, minimale de 2,5 m pour les bandes herbacées) ; et une couche polygonale pour les éléments de dimension supérieure aux UMC des couches ponctuelles et linéaires et inférieure aux couches MOS et EcoMos (ex : haies entre 10 et 25 m de largeur).

Résolution thématique

L'approche retenue est écologique mais elle ne distingue pas les habitats de manière fine car cela nécessiterait une approche terrain. Cependant, la nomenclature distingue trois critères physionomiques ; strate, continuité, et nature. Les strates peuvent être de trois types: arborescente (plus de 5 m), ligneuse basse et herbacée (classification sommaire des hauteurs par les ombres portées et le recours pour la vérification parfois à Google Streetview®). La continuité, analysée à l'échelle de la parcelle, est décrite à partir de seuils quantitatifs : un élément linéaire « homogène » ne peut comporter de trouée supérieure à 50 m. Au-delà de 50 m, deux éléments différents disjoints sont distingués. Enfin la nature correspond plus précisément au type d'objet d'occupation du sol: haie, allée, ripisylve, bande herbeuse, berme…

Données urbaines

Le Zonage en Aires Urbaines

Le terme de zones urbaines peut avoir un sens administratif. Le découpage INSEE prend en compte, entre autres, la continuité du bâti pour les définir. Dès lors il est possible d'utiliser cette statistique comme moyen indirect pour suivre l'urbanisation. Chéry et al. (2014) jugent ainsi pertinent de l'analyser en termes de dynamique d'artificialisation. Cependant, il ne s'agit pas directement d'une donnée liée à l'utilisation et l'occupation du sol, mais simplement d'une classification statistique des espaces administratifs (en l'occurrence la commune) en fonction de la population.

L'INSEE adopte une définition démographique et économique du territoire. Il ne parle donc pas d'artificiel mais d'urbain. L'unité de surface privilégiée n'est pas l'hectare mais la commune. Une telle donnée peut nous être utile pour replacer l'artificialisation dans son contexte. L'unité urbaine est

une commune ou un ensemble de communes qui comporte sur son territoire une zone bâtie d'au moins 2 000 habitants où aucune habitation n'est séparée de la plus proche de plus de 200 m. En outre, chaque commune concernée possède plus de la moitié de sa population dans cette zone bâtie. Ces données permettent de calculer un « taux d'urbanisation » qui ne doit pas être interprété comme un indicateur direct de l'occupation du sol, car il s'agit du rapport de la population des communes urbaines sur la population totale (Brutel et Lévy, 2011).

En 1999, 5954 communes étaient comprises dans une unité urbaine, soit une surface de 100 022 km²; en 2010 le nombre de ces communes s'élèvent à 7227, soit 118 757 km². On a donc une augmentation de 1 873 500 ha de superficies « *administrativement* » urbaines, soit une hausse de 18,7 % en 11 ans. A cela s'ajoute un mouvement inverse, certes beaucoup moins marqué, de communes urbaines redevenues rurales en 2010 : 100 communes représentant une surface de 1567 km² sont concernées.

Les données de l'INSEE issues des recensements de population, ramenées aux cantons, et notamment les soldes migratoires, sont utilisées par Pointereau et al. (2008) pour calculer des besoins en sols artificialisés par habitant. Cela permet d'évaluer la véritable augmentation du besoin en surface artificialisée par habitant au lieu de l'augmentation absolue donnée par TerUti, soit environ 5 m² par habitant pour la décennie 1980 et 7 m² pour la décennie 1990 (Pointereau et al, 2008).

Les fichiers fonciers

Le cadastre est un inventaire spatial à finalité juridique et fiscale. Les fichiers fonciers, d'origine fiscale, issus de l'application de Mise A Jour des Informations Cadastrales (MAJIC) renseignent notamment, à l'échelle communale, sur l'occupation du sol et plus particulièrement sur la nature des parcelles bâties. Les informations à la parcelle sont géoréférencées. Les données nationales, acquises au niveau ministériel[1], sont exploitées par le Cerema[2].

Cette base répertorie : les propriétés bâties ; les propriétés non bâties, les propriétaires, etc. Les deux premières informations sont utiles à l'analyse de l'utilisation des terres. Elles sont acquises pareillement sur l'ensemble du territoire, donc comparables et cohérentes. Le niveau de la parcelle est un niveau très précis. Cependant la base ne concerne que les surfaces cadastrées, excluant certains bâtiments publics et la voirie. De plus, il s'agit souvent de données déclaratives, donc soumises à certaines incertitudes quant à leur réalité et leur précision. Enfin, toutes les variables ne sont pas également renseignées. Par exemple, les dates de construction des bâtiments à destinations d'habitat sont bien mieux renseignées que pour ceux à destination d'activités (Fasquet, in CGDD 2012)

Le Certu[3] (2008) précise bien qu'une parcelle avec une petite cabane sera classée en bâti intégral alors qu'une méthode géographique ne la détectera pas et classera la parcelle en non-bâti. Dans une approche « occupation du sol », l'évolution du bâti au sein de grandes unités foncières (définies par une approche « utilisation du sol ») constitue l'aspect le plus intéressant. Or ces mises à jour ne sont pas de bonne qualité, car sans enjeu fiscal majeur (Certu, 2008).

Pertinence

Il y a une catégorie très générale « landes » qui contient des friches (en voie de boisement par exemple), des superficies en herbe à faible productivité ; des terres avec substrat rocheux affleurant, etc. Le cadastre repose sur des déclarations des propriétaires fonciers. Or l'impôt foncier rattaché aux

[1] Par la Direction générale de l'aménagement, du logement et de la nature (DGALN) du Ministère de l'Environnement.
[2] Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement, anciennement les CETE (Centre d'Etudes Techniques de l'Equipement).
[3] Aujourd'hui Cerema, Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement.

landes est moindre que celui rattaché aux forêts, dès lors les surfaces abandonnées recolonisées par les ligneux restent déclarées en landes. Les évolutions réelles et les mutations ne sont pas toujours bien renseignées dans cet outil administratif. Du fait de cette inertie du cadastre par rapport aux changements réels d'occupation du sol, on a un écart d'1,3 millions d'ha pour les surfaces boisées entre l'IFN (14,6 millions d'ha pour 1996) et le cadastre (13,3 millions d'ha pour 1998) (Dérioz, 1999).

Sitadel

SITADEL (Système d'Information et de Traitement Automatisé des Données Elémentaires sur les Logements et les locaux), est une base de données administrée par les services du Ministère de l'Equipement. Il s'agit d'informations basées sur les demandes de permis de construire, de type qualitatif (localisation, nature, destination…) et quantitatif (nombre de logements, surface…). La base a vocation à recenser les constructions selon leur type. Il faut être prudent sur ce que le terme surface signifie : les données relatives à la construction parlent de Surface hors œuvre brute[1].

Il s'agit de donnes relatives aux autorisations de construire issues entre autres des permis de construire et d'aménager. Les données renseignent : le nombre et la surface de logements créés ; la surface créée en locaux non résidentiels ; le type (logement individuel pur, collectif,… hébergement hôtelier, commerces, bureaux, etc.) ; la localisation des travaux (département, commune) ; la nature du projet (construction neuve, construction sur bâtiment existant). Deux types de séries statistiques sont proposés : les séries conjoncturelles[2] et les séries structurelles[3].

Conclusion du 4.2

Cette compilation démontre l'extrême variabilité des périmètres, référentiels sémantiques, régimes de temporalité… qui découlent des choix techniques, stratégiques et financiers de ces produits. Or, ces spécifications déterminent la pertinence de chaque donnée vis-à-vis de besoins particuliers.

Ainsi, cette base de connaissance sur les différentes données disponibles, leur historique, leur mode de construction, leurs spécificités, leur qualité, répond au besoin du CITEPA de disposer des différents éléments pouvant alimenter le choix d'une nouvelle source de données.

[1] La surface hors œuvre brute (SHOB) est la somme des surfaces de chaque niveau et non la surface d'emprise au sol.
[2] Constructions datées selon la date de déclaration
[3] Constructions datées selon la date effective de réalisation

4.3 Comparaison des estimations des différents jeux de données

Méthode

Après la comparaison qualitative des spécifications de chaque donnée mobilisable, présentée dans la section précédente, nous proposons une comparaison quantitative des estimations qu'elles fournissent. Il reste difficile de présenter, sur la même base, des données aussi hétérogènes, dont les périmètres ne se recoupent que très inégalement. Les différentes approches de comparaison de données hétérogènes ont été présentées au chapitre 3. Pour correspondre au mieux aux usages de l'inventaire UTCATF, les produits existants doivent répondre à plusieurs critères : l'accessibilité (source, accord, confidentialité, téléchargement, format, gratuité) ; la temporalité (fréquence d'acquisition et couverture temporelle, continuité du programme) ; la facilité d'usage (pas de traitements nécessaires de correction, format ne nécessitant pas d'importantes ressources informatiques, avec des métadonnées claires, et homogènes selon les années) ; la convertibilité de la nomenclature dans la légende du GIEC.

Nous retenons ici les points suivants :

- la nécessité de préciser les niveaux d'échelle (période, UMC, nombre de classes), déterminant le domaine de validité d'une source ;

- la possibilité de réaliser des mises en relations 'floues' (*fuzzy*) et non binaires (traduction de classes de plusieurs à plusieurs et non de plusieurs à un).

- le fait que comparer les accords et les désaccords n'est pas signe d'une mauvaise qualité en soi d'une donnée par rapport à une autre mais permet simplement de juger de la pertinence de son niveau de résolution spatiale, thématique et temporel vis-à-vis de l'échelle du changement observée.

Objectif :

Cette étape s'inscrit plus largement dans un ensemble d'opérations d'évaluation de la pertinence des données, réalisées à plusieurs niveaux tout au long de cette thèse :

- une validation interne *a priori* (chap. 3 et 4), qui consiste en une analyse individuelle des spécifications, métadonnées et donc des domaines de validité spatiaux temporels et thématiques de chaque donnée en tant que produit répondant à des critères techniques particuliers

- une validation externe analytique (chap. 4 et 6), qui consiste en une comparaison fine des données entre elles, en observant leurs niveaux d'accord et de désaccord, sur les flux bruts et nets, et par catégorie d'occupation ;

- une validation externe synthétique (chap. 5), qui consiste en une comparaison globale des grandes tendances dessinées par les données pour l'évolution générale nette des grandes catégories ;

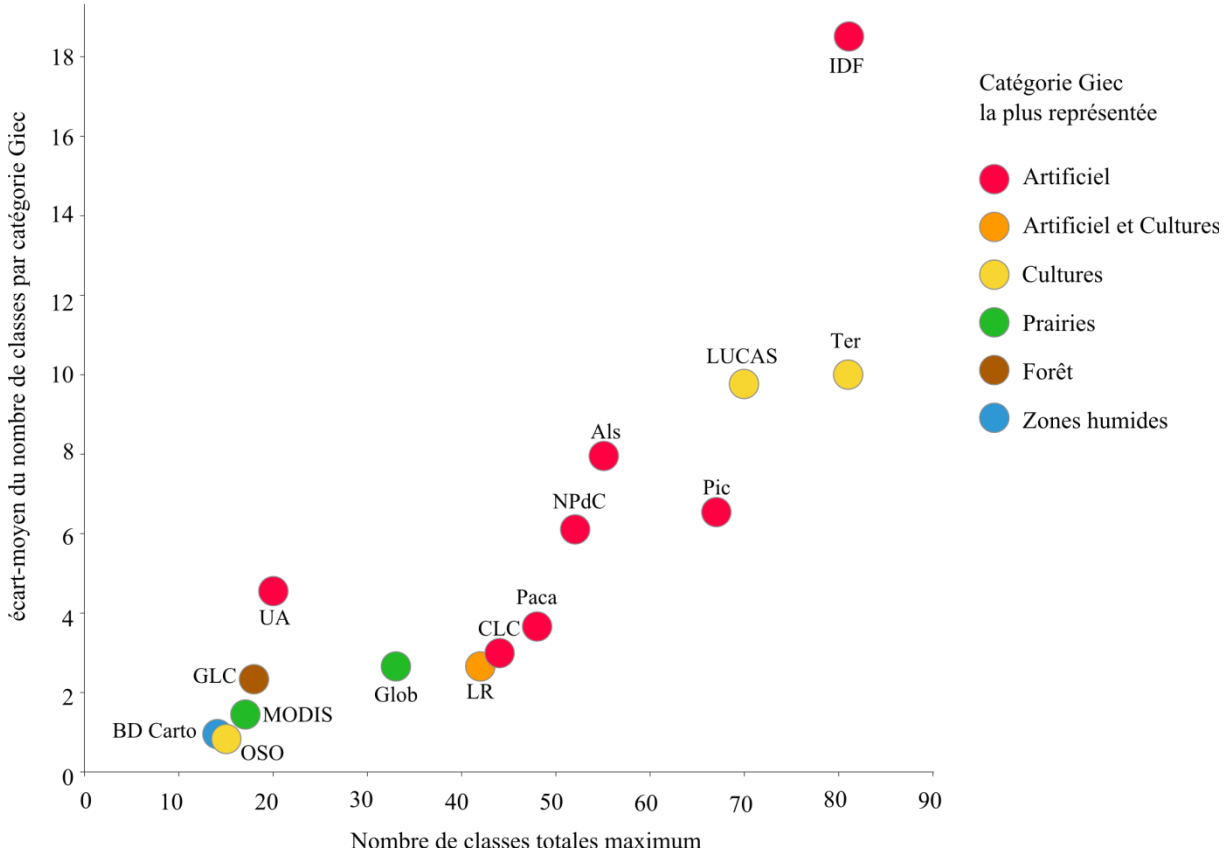
- une validation interne *a posteriori* (chap. 6), qui consiste en l'analyse individuelle des estimations d'une source, pour en juger la pertinence et la plausibilité au regard de ses propres caractéristiques internes (homogénéité, rythme, etc.).

4.3.1 Récapitulatif des domaines scalaires de validité des jeux de données

En nous inspirant de Bousquet, et al (2013), les figures 4.23 à 4.25 résument graphiquement les différences de résolutions spatiales, temporelles et thématiques des bases de données d'occupation du sol de périmètre national. Ces graphiques visent à montrer la performance de chaque donnée par rapport aux enjeux de l'inventaire UTCATF.

Le graphique des **scores thématiques** (fig. 4.23) se construit en comptabilisant d'une part le nombre de classes totales renseignées par une donnée, à son niveau le plus fin (en abscisses) et d'autre part le nombre moyen de classes (toujours dans le niveau le plus fin) par classe Giec (en ordonnée). Ainsi, le simple nombre de classes n'est pas un bon indicateur : certaines bases se focalisent sur un type d'espace en particulier et négligent la précision thématique pour les autres : c'est le cas du MOS IdF par exemple, qui consacre 85% de sa nomenclature (69 classes sur 81) à l'artificiel.

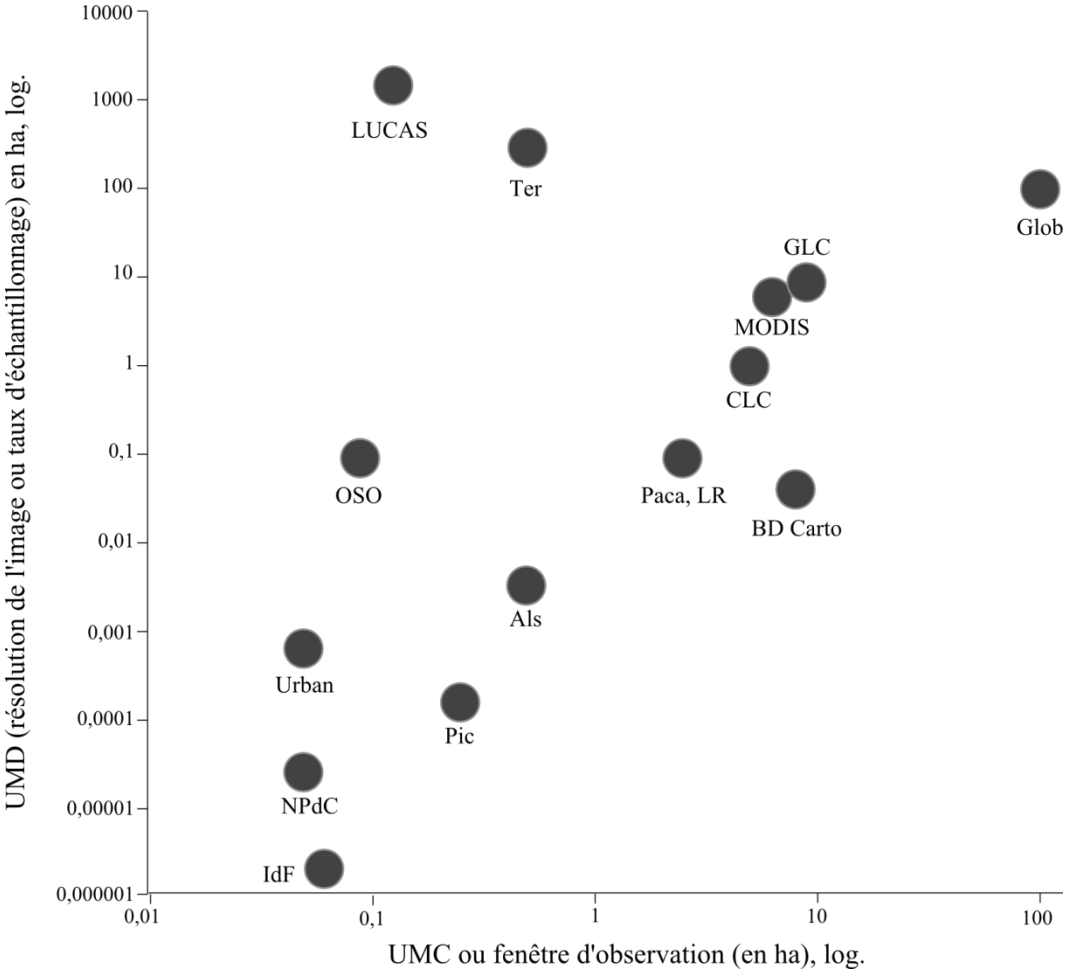
Fig. 4.23 Scores thématiques des données



Plus l'écart moyen (en ordonnées) est élevé, plus le nombre de classes par catégorie Giec est déséquilibré, plus la nomenclature est spécialisée dans une catégorie Giec en particulier. La couleur indique la catégorie en question. L'axe des abcisses renseigne le nombre total de classes de la nomenclature, là aussi en prenant en compte le niveau le plus fin. Etant donné qu'un nombre élevé de classes entraine mécaniquement des conversions plus fortes, et ce que ce soit entre classes appartenant à une même catégorie Giec ou non, le nombre total de classes ne doit pas être un critère en soi de sélection d'une donnée. Toutefois, un niveau minimal reste requis pour pouvoir distinguer *a minima* les catégories Giec, soit six. Au dela d'une soixantaine de classes, soit dix fois plus, le gain en précision est contrebalancé par une perte de pertinence. L'indicateur de dispersion de la répartition des classes par catégorie Giec permet ensuite de distinguer des données plutôt généralistes et homogènes (en bas) de données plus spécialisées (en haut). On privilégiera les premières pour l'inventaire UTCATF.

Le graphique des **scores spatiaux** (fig. 4.24) se construit en fonction du plus petit élément surfacique considéré par le protocole d'acquisition de données : d'un côté la résolution des éléments cartographiés (des cartes annuelles et des cartes de changement) ou de la fenêtre d'observation pour les enquêtes de terrain ; de l'autre côté l'échelle de travail : la résolution spatiale des images ou le taux d'échantillonnage. Il s'agit donc de prendre d'un côté l'échelle d'observation, l'unité minimale cartographiée (UMC) et de l'autre la précision spatiale de production de la donnée, l'unité minimale détectée (UMD) ou, pour le cas d'enquêtes de terrain, la valeur d'extrapolation d'un point.

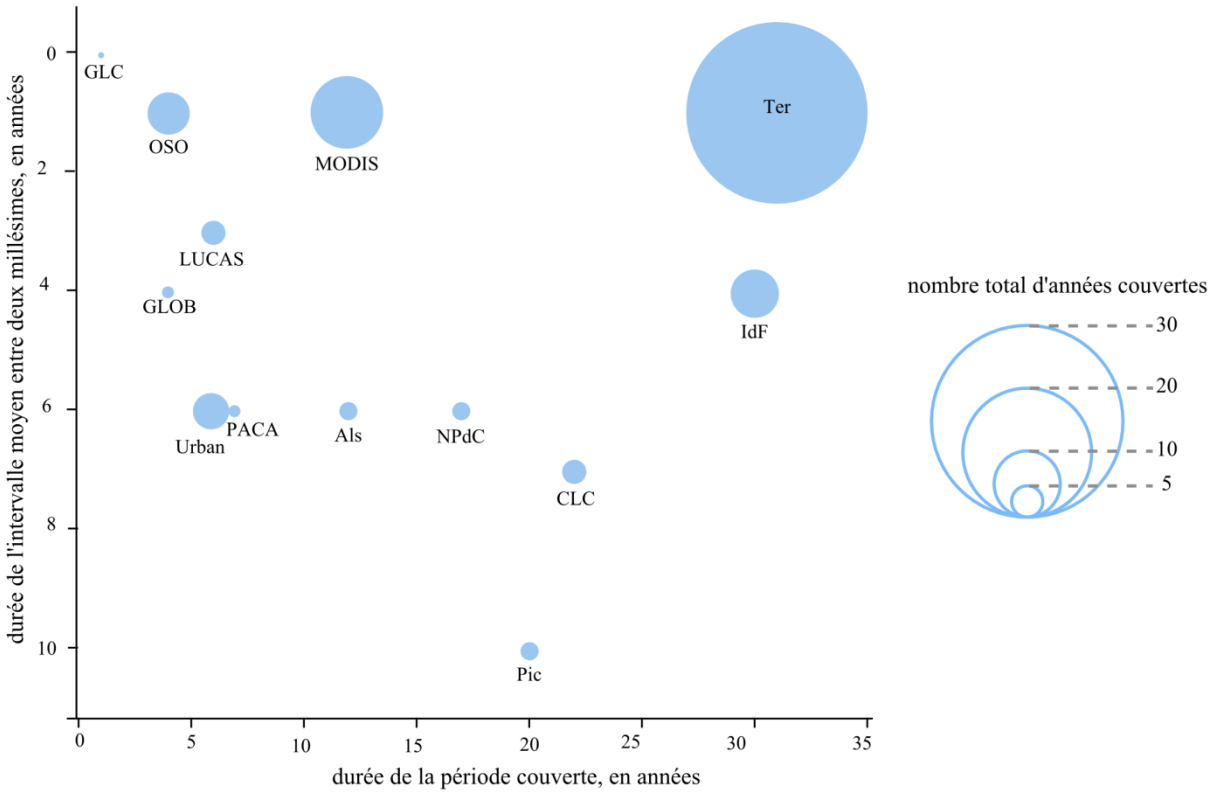
Fig. 4.24 Scores spatiaux des données



L'hétérogénéité des résolutions spatiales oblige à représenter ces valeurs sur des échelles logarithmiques. Dans le coin en bas à gauche se trouvent les jeux de données les plus précises spatialement. La plupart des données se répartissent selon un gradient simple, avec une relation linéaire entre l'UMC et l'UMD. Deux jeux de données, TerUti et LUCAS, des enquêtes de terrain et non des cartographies, présentent la particularité d'avoir une fenêtre d'observation très fine mais une précision générale grossière en raison du nombre limité de points d'échantillons. L'inventaire UTCATF nécessite de prendre en compte le seuil de 0,5ha pour la définition des forêts, ce qui ne retient comme donnée d'emprise nationale le projet OSO. Néanmoins, notre volonté de détection de changements véritables et non de faux positifs étend le domaine de pertinence spatiale à d'autres jeux tel que Corine Land Cover.

Troisièmement, le graphique des **scores temporels** (fig. 4.25) est construit en fonction du nombre d'années enquêtées ou cartographiées (taille des figurés), de la durée moyenne des intervalles (en ordonnées) et de la durée totale de la période couverte entre le premier et le dernier millésime.

Figure 4.25 Temporalités des jeux de données



La taille des figurés permet de distinguer des données avec beaucoup de millésimes (comme TerUti) de celles n'en ayant que quelques-uns. L'échelle des ordonnées est inversée : plus la donnée est produite avec une fréquence élevée, plus elle est placée en hauteur. Plus la donnée est à droite, plus elle couvre une large période de temps, ce qui doit constituer le premier critère de sélection pour l'inventaire UTCATF qui doit estimer les changements depuis 20 ans. Le choix des variables soulève un enjeu important : entre deux données ayant le même nombre de millésimes, faut-il privilégier celle qui présente les intervalles les plus courts ou les plus longs ? La résolution temporelle, entendue au sens de précision dans le temps de la mesure, tend à privilégier la périodicité la plus courte, la fréquence la plus élevée. Dès lors, selon l'approche en usage dans les inventaires UTCATF, une donnée acquise régulièrement pendant une période courte (par exemple, le MOS Alsace acquis tous les 6 ans en moyenne (2000, 2008, 2012) et ne couvrant qu'une période totale de 12 ans, serait privilégiée par rapport à une donnée acquise moins régulièrement mais assurant le suivi d'une période plus longue (par exemple le MOS Picardie acquis tous les 10 ans environ en 1992, 2002 et 2010, qui couvre donc 18 ans). Or, comme un intervalle rapide entraîne la détection de changements intermédiaires et cycliques, donc non pertinents, les données avec un intervalle de 5 ans ou plus constituent des solutions pertinentes.

Ce type de représentation pose plus généralement le problème de la normalisation des indicateurs : ceux-ci résument des différences parfois complexes et la quantification des différences méthodologiques n'est pas toujours pertinente par rapport à des indicateurs d'ordre plus qualitatifs. Il ne se dégage pas de lien direct entre les trois dimensions : quand une donnée est précise sur un plan, elle ne l'est pas forcément pour l'ensemble des critères. Cette observation va à l'encontre d'une vision

intuitive qui voudrait qu'une donnée précise pour un critère le soit pour l'ensemble des critères, mais cela conforte notre objectif de prendre en compte explicitement ces trois dimensions lors de l'évaluation de tout jeu de données. D'après ces graphiques, c'est-à-dire en se fiant uniquement au degré de précision des données, le choix de TerUti pour l'inventaire UTCATF peut être remis en question. La résolution n'est pas suffisante : c'est le domaine de validité pour l'inventaire d'une part et la qualité de la caractérisation des changements d'autre part qui sont des critères de pertinence majeurs dans ce contexte. Enfin, on peut conclure de cette représentation qu'en sélectionnant les données disponibles pour la France entière et étant spatialement explicites, le projet OSO et la base CLC constituent les meilleurs compromis disponibles. Cependant, les niveaux de résolution n'indiquent pas la qualité globale des données, en particulier la pertinence des changements.

A partir de ce premier regard, les sections suivantes présentent des comparaisons de données les plus pertinentes. Ainsi, les données d'échelle mondiale ne sont pas pertinentes en raison d'une résolution spatiale trop limitée et d'une résolution thématique peu compatible avec les exigences du Giec.

4.3.2 Le taux de changement, un indicateur insuffisant

Le taux de changement est la mesure de la surface totale ayant changé entre deux ou plusieurs dates par rapport à l'ensemble du territoire suivi (voir chap. 1). Sa dépendance à la résolution thématique est aisément identifiable : plus les classes sont nombreuses, plus les changements entre elles sont possibles. L'utilisation d'une nomenclature de référence permet de gommer cet effet, même si les agrégations de classes et les traductions entre systèmes différents en créent d'autres. La dépendance à la résolution spatiale a été discutée dans le chapitre 3, mais la dégradation de certaines données pour les ramener à une échelle spatiale commune entraîne une transformation trop importante de la donnée pour être envisagée à l'échelle de jeux multiples. Enfin, la dépendance du taux de changement à la résolution temporelle, si elle a été envisagée au chapitre 3, reste à être démontrée dans le chapitre 6. A des fins de comparaison, ce taux de changement peut-être annualisé[1]. Dès lors, la comparaison des taux de changements sera effectuée à nomenclature unique, en indiquant les périodes temporelles retenues, ainsi que les UMC de chaque source.

France entière

Les données disponibles à l'échelle de la France entière ont été présentées en section 4.2 du présent chapitre. Elles incluent notamment TerUti, donnée actuellement utilisée par le CITEPA dans l'inventaire UTCATF.

Les paragraphes suivants exploitent les calculs de taux de changement annuels, à partir d'une traduction binaire (*n* à 1) des classes sources vers les six classes de référence du GIEC (Artificiel, Cultures, Forêt, Prairies, Zones Humides, Autres terres). Une traduction floue des classes (*n* à *n*) à partir de leur sémantique sera proposée au chapitre 7.

Taux de changement global

Les périmètres temporels varient selon les données. Dès lors, les taux de changements totaux des différents jeux de données se réfèrent à des périodes diverses. Un premier graphique compare les taux de changements moyens, calculés entre chaque période consécutive, quelle que soit sa durée. Cela permet de conserver l'information transmise par les producteurs de données qui calculent généralement uniquement les changements entre deux millésimes consécutifs. Par exemple, à partir des données diachroniques, le taux de changement total moyen de CLC est calculé ainsi :

$$\text{Moy } tC_P / NP$$

avec
tC : taux de changement (surfaces ayant changé / territoire total) exprimé en km²
P : périodes consécutives (1990-2000, 2000-2006, 2006-2012),
NP : Nombre de périodes consécutives (3)

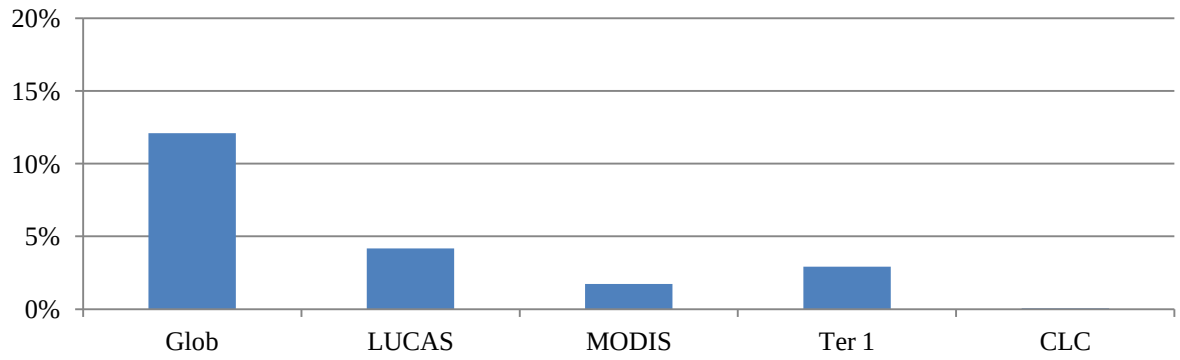
Ce calcul très synthétique masque de nombreux phénomènes (différences de qualité, et de méthodes entre périodes, durée de la période, variabilité spatiale et thématique…) mais permet un premier aperçu des différences de perception de la stabilité et des changements globaux du territoire.

[1] à condition que le millésime corresponde bien à l'année réelle et ne soit pas une année théorique correspondant au milieu de l'intervalle d'années nécessaires au recensement, comme pour l'IFN par exemple.

Taux de changement annualisé moyen

Afin de comparer les données pour ce qui est de leur capacité à détecter des changements, il est d'abord nécessaire de rendre comparable leurs taux de changement en les ramenant à une temporalité commune, en l'occurrence en prenant en compte des taux de changements annuels.

Fig. 4.26 Taux de changement annualisé moyen



Les valeurs de changement entre catégories Giec par année sont très hétérogènes. Cet indicateur, le taux de changement annualisé moyen, n'est pas suffisant pour refléter la performance des dispositifs à suivre les changements. La finesse de la résolution et le taux de changement ne semblent pas liés : GlobCover présente des niveaux de résolution grossiers mais estime un très fort taux de changement, alors que CLC, un peu plus précis, en estime très peu. Il n'y a donc pas de gradient clair mais peut-être un effet de seuil : plus la résolution est grossière, moins il y a de chances que les changements soient perçus (la généralisation manque la plupart des variations), mais passé un certain seuil, l'effet de généralisation vient exagérer les changements et les surestimer. Entre les deux, il semble qu'il y ait un certain accord parmi les données à résolution plus précise sur un taux de changement d'une ampleur de l'ordre de 2 à 4% du territoire par an, même si cette estimation doit rester très indicative, au regard des précautions présentées ci-dessus concernant l'annualisation des taux de changement.

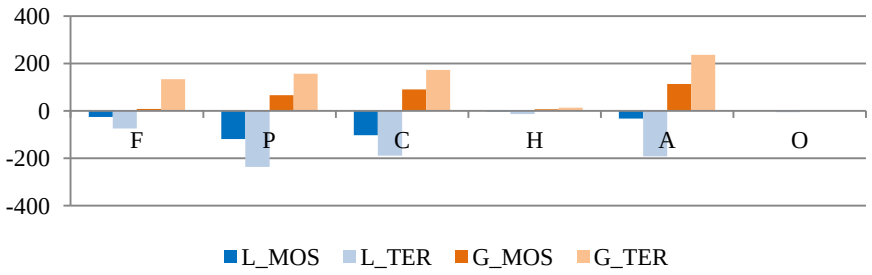
Annualiser les données consiste à les normaliser, considérant que l'enregistrement d'une dynamique entre plusieurs années serait de même ordre qu'une fréquence d'enregistrement annuelle. Cette idée que le changement estimé entre N années est égal à la somme des changements qui seraient estimés entre chaque année consécutive si la fréquence d'acquisition avait été plus élevée soulève en réalité des interrogations qui seront traitées dans le chapitre 6.

Comparaisons de données régionales

Différents produits régionaux d'occupation du sol vont être comparés : les MOS de l'Île-de-France, Provence-Alpes-Côte d'Azur et Nord Pas-de-Calais

Ile-de-France

Fig. 4.27. Différences des pertes (L) et gains (G) entre TerUti et MOS IDF (1982-1987)

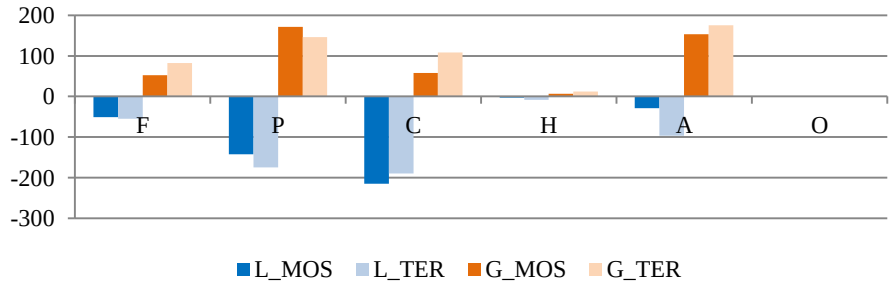


(Sur cette figure et les prochaines, F : Forêt, P : Prairie, C : Culture ; H : Zones humides et en eau ; A : Zones artificielles ; O : autres) La différence d'ordre de grandeur entre les changements constatés par catégorie est très marquée pour cette période : TerUti estime 6 fois plus de changements bruts totaux pour la Forêt (F) que le MOS, 2 à 3 fois plus pour les autres catégories.

Fig. 4.28. Différences des soldes entre TerUti et MOS IDF (1982-1987), en ha

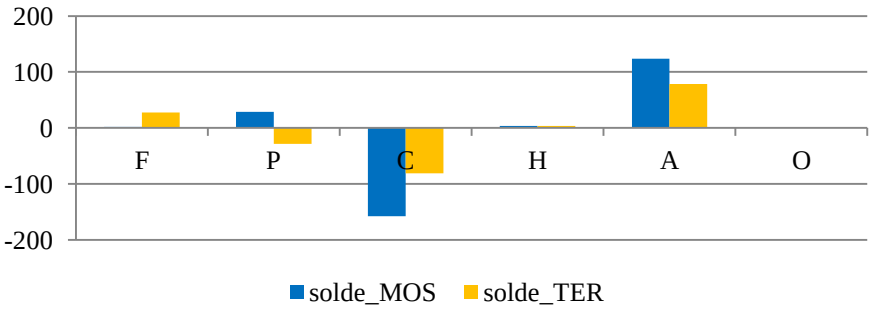
Si TerUti et le MOS divergent sur l'amplitude des flux bruts, en revanche, ils s'accordent sur la direction des flux nets (fig. 4.28). Ils enregistrent les mêmes dynamiques générales d'artificialisation et de disparition des espaces semi-naturels ouverts et des prairies permanentes, à l'exception notable des espaces boisés, que TerUti voit augmenter alors que le MOS les voit légèrement diminuer. Le manque de précision spatiale et thématique du MOS vis-à-vis des espaces non-artificialisés est ici à mettre en regard avec la précision d'observation visuelle de l'enquête TerUti qui peut extrapoler avec excès tout micro-boisement.

Fig. 4.29. Différences des pertes (L) et gains (G) entre TerUti et MOS IDF (1994-1999), en ha



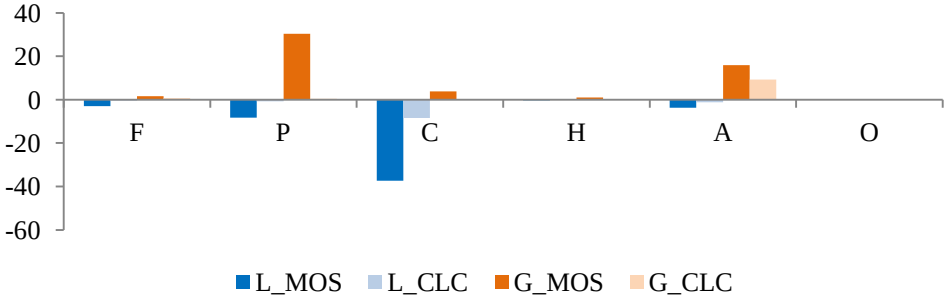
Au cours de la période 1994-1999 (fig. 4.28), les écarts de flux bruts sont beaucoup moins importants que pour la période 1982-1987. Globalement, même comparé à une donnée ayant une résolution spatiale importante telle qu'un MOS régional, TerUti enregistre davantage de changements bruts, c'est-à-dire, pour chaque grande catégorie d'occupation, dans les deux sens (pertes et gains), qui se compensent en partie. La pertinence de ces flux inverses peut être ici appuyée par le fait que le MOS en enregistre lui aussi : il ne s'agit pas uniquement d'un artefact limité à TerUti. Ainsi, les flux de perte de la catégorie « artificiel » ne sont pas totalement à rejeter : ils correspondent au moins en partie (le MOS ne confirme qu'un tiers de ce flux) à des mouvements réels, qui restent à investiguer (voir chapitre 6).

Fig. 4.30. Différences des soldes entre TerUti et MOS IDF (1994-1994, en ha)



La comparaison des soldes par catégorie pour la période 1994-1999 (fig.4.30) indique de nouveau un accord pour la plupart des dynamiques, mais un désaccord pour les prairies (P). De nouveau, le différentiel entre les deux s'explique en partie par le différentiel de traitement de ces espaces entre les deux sources : négligés pour le MOS, et détaillés pour TerUti.

Fig. 4.31. Différences des pertes (L) et gains (G) entre CLC (2000-2006) et MOS IDF (1999-2008) en ha



Si l'on compare à présent le MOS IdF et CLC au cours des années 2000 (2000-2006 pour CLC, 1999-2008 pour le MOS), (fig 4.31) on observe que le MOS enregistre des flux bien plus importants que CLC, mais les tendances générales sont cohérentes. Seule une approche fine, telle qu'une cartographie régionale avec une UMC suffisante, est à même de suivre avec pertinence les changements à l'œuvre dans un paysage aussi fragmenté par l'urbanisation que l'Ile-de-France.

Provence Alpes Côte-d'Azur

Dans la région Provence Alpes Côte-d'Azur, les graphiques (fig.4.31 à 4.32) confrontent, pour l'année 1999 et l'année 2006, entre le MOS régional et TerUti. L'utilisation de cette nomenclature permet de vérifier si le MOS PACA répond bien à son objectif de mieux suivre deux caractéristiques de l'occupation du sol dans cette région : l'urbanisation diffuse et l'agriculture méditerranéenne (cultures permanentes : vignes, vergers, oliveraies, lavandes…) (voir chapitre 4).

Fig. 4.32 Comparaison entre TerUti et MOS PACA pour l'année 1999

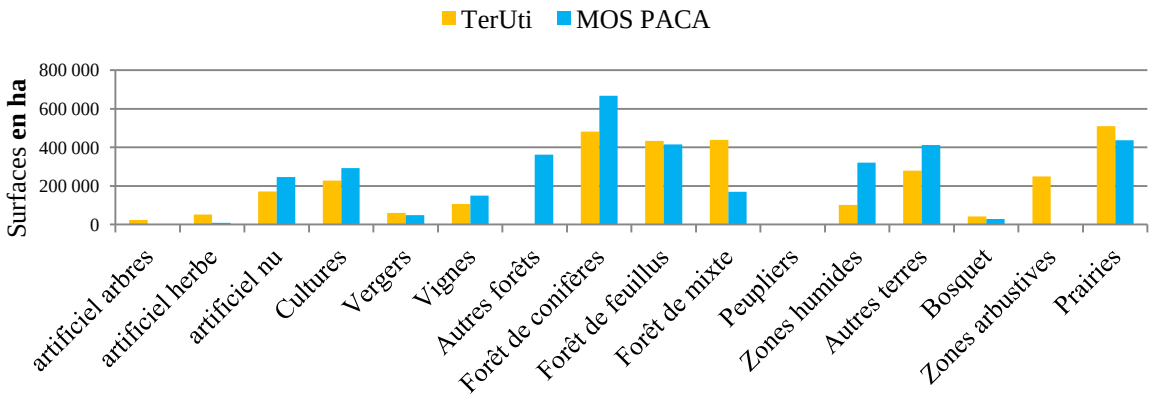
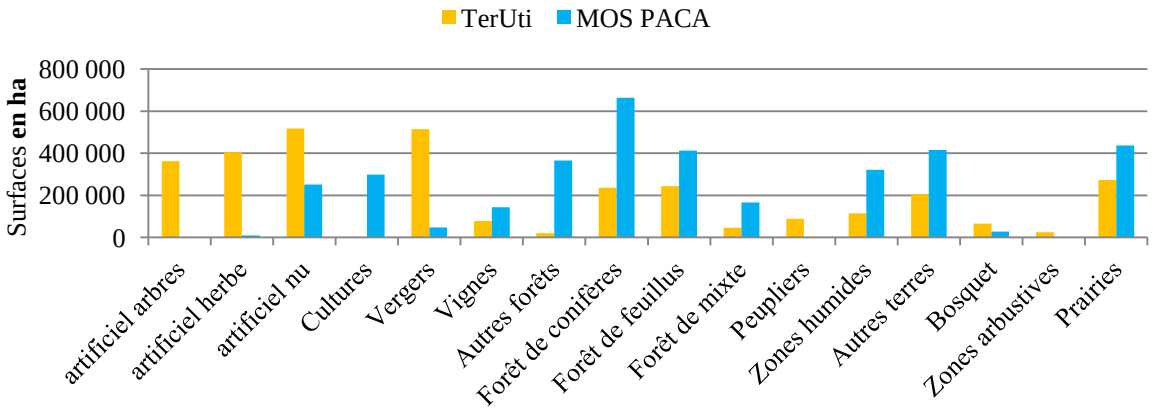


Fig. 4.33. Estimations TerUti et MOS PACA pour l'année 2006



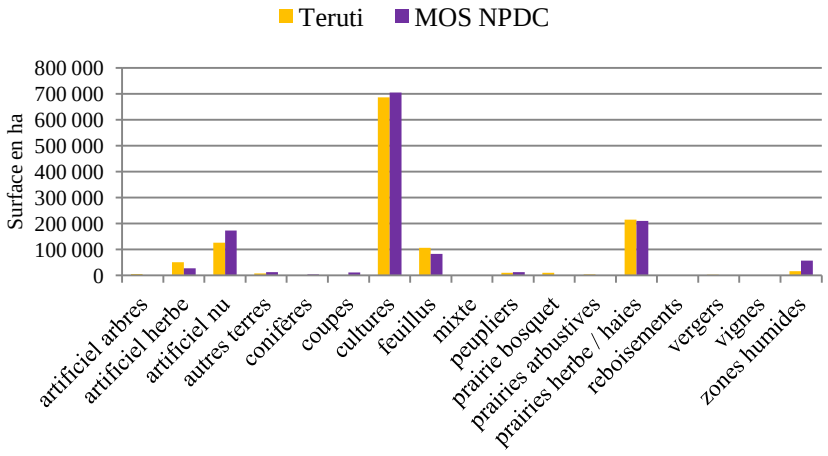
Pour les deux années, le MOS ne distingue pas aussi bien que TerUti les différentes sous-catégories de verger et surtout, en 2006, de zones artificielles, malgré la volonté de mettre l'accent sur l'artificialisation diffuse (donc constituée en majorité de zones non baties) et les cultures permanentes. En revanche, on note, entre autres différences, en 1999 un effet interessant de surestimation par TerUti des forêts mixtes et une sous-estimation des forêts de conifères. L'utilisation d'images satellites avec composition colorée en fausses couleurs permettrait de bien distinguer ces deux milieux. L'usage de photographies aériennes (MOS PACA) et la vue de terrain (TerUti) sont toutes deux moins fiables pour l'interprétation de la composition des forêts.

En outre, concernant les évolutions, en prenant en compte une série cohérente (1999-2003), Teruti estime une artificialisation moyenne d'environ 3000ha/an. Les changements de classification des terres enregistrées par le MOS PACA estiment cette artificialisation à 1000ha / an en moyenne entre 1999 et 2006.

Nord-Pas de Calais

Dans la région Nord-Pas-de-Calais, la comparaison des différences d'estimation des surfaces en 1998 entre TerUti et le MOS NPDC indique que le MOS comptabilise davantage de cultures et moins d'espaces boisés et ouverts (forêt, artificiel enherbé, bosquets, prairies arbustives). Là où l'approche terrain est plus sensible à la diversité des éléments de boisement, même épars, le MOS tend à conserver une approche plus proche de l'utilisation en intégrant les espaces agricoles au sein des cultures, privilégiant la distinction des espaces artificialisés entre eux.

Fig. 4.34 Comparaison entre TerUti et MOS NPDC pour l'année 1998



Les spécificités de la nomenclature se retrouvent aussi dans ces écarts : la sous-estimation des forêts s'explique ainsi en partie par l'existence de classes 'reboisements' et 'coupe', catégories absentes de TerUti.

Tableau 4.13. Comparaison entre le MOS et CLC en Nord-Pas-de-Calais

	Evolution MOS (1990-2005)	Evolution CLC (1990-2006)
Artificiel	+ 7,6%	+ 5,9%
agricole	- 2,6 %	- 1,1 %
Forets et milieux semi-naturels	+ 7,5 %	+0,6 %
Zones humides	- 1,7 %	+0,4%
Surfaces en eau	+ 4,7 %	+5,1 %

Le tableau 4.14 compare les grandes évolutions d'occupation du sol estimées par le MOS régional et CLC en Nord-Pas-de-Calais. On constate que CLC sous-estime la grande majorité de la hausse des superficies boisées constatées par le MOS NPDC, parmi les régions peu boisées en France. Cela donne une indication sur les caractéristiques morphologiques de cette dynamique, constituée *a priori* de boisements épars, en tout cas de petites surfaces. En revanche, si CLC n'estime pas autant d'urbanisation nette entre 1990 et 2006, la différence est limitée : cela tend à indiquer que cette

artificialisation a pris la forme d'aménagements importants et surtout d'étalement urbain en tâches plutôt continues, puisque CLC, qui suit mieux les changements par extension de surface que par création de surface, a pu les suivre assez efficacement.

4.3.3 Données deux à deux : approche analytique

Différences entre TerUti et IFN

Comme l'ont mis en avant Dereix et al (2011), les différences dans le mode d'acquisition de données créent des différences d'estimation. Les différences méthodologiques supposées à l'origine de ces écarts ont été identifiées par une étude interne entre le SSP et l'IFN. En particulier, l'appréciation de la hauteur potentielle à 5 m peut être sujette à interprétation. Les enquêteurs TerUti jugent donc la hauteur réelle, et non potentielle, et par là peuvent classer un espace boisé de ligneux de moins de 5 m en landes là où l'IFN classera l'espace en forêt, même si ce statut n'est biologiquement pas encore atteint. Deuxièmement, la surface d'appréhension du taux de couvert semble aussi être une variable explicative. TerUti classe systématiquement un espace boisé de moins de 0,5 ha en bosquet, (et *in fine*, en « Prairies » par le CITEPA d'après la nomenclature du Giec). L'IFN considère davantage l'environnement immédiat d'un tel espace, et s'il s'agit par exemple d'un ensemble de bosquets peu éloignés, classera l'ensemble en forêt (et *in fine* dans les terres boisées).

Tableau 4.14 Comparaison entre les données TerUti (2007) et IFN (campagne 2005-2009, année moyenne 2007) (en milliers d'ha), en France .

		TerUti - LUCAS	IFN
Surfaces boisés	Forêts hors peupleraie	14 941	15 870
	Peupleraies	187	193
	Forêts	**15 128**	**16 063**
	Bosquets	906	201
	Forêts et bosquets	**16 034**	**16 264**
	Haies et alignements d'arbres	1 004	#N/D

Les différences de périmètre, de définition des espaces boisés constituent une première piste pour expliquer les écarts constatés. In Dereix, et al. 2011.

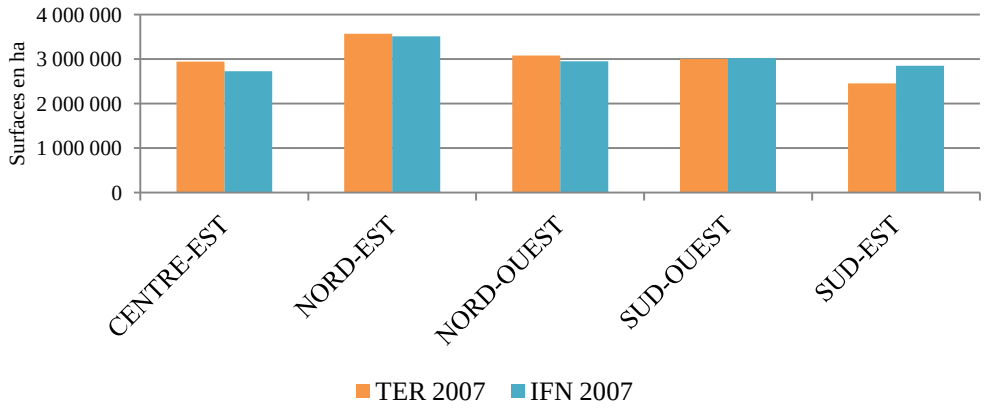
La deuxième explication est géographique. Lorsque l'on ramène ces différences d'estimations au niveau régional, celles-ci apparaissent concentrées dans l'espace méditerranéen (Provence Alpes Côte d'Azur, Languedoc-Roussillon, Corse). Dans ces régions, les surfaces boisées non prises en compte dans la définition restrictive de la forêt sont bien plus importantes qu'ailleurs. Parmi ces surfaces, de nombreuses garrigues et maquis plus ou moins boisés, peu accessibles, présentent des ligneux de faible hauteur et dont la classification n'est pas aisée. A l'inverse, dans d'autres régions (Centre-Est, Nord-Ouest, voir fig. 4.34) l'écart entre les deux sources, certes moins marqué, est inversé.

Au-delà de cette différence de périmètre et d'appréciation de l'appartenance d'une surface à la catégorie « forêt », une deuxième différence intervient : l'appréciation de la dynamique générale de la forêt. D'après TerUti, la forêt n'augmente plus mais stagne depuis les années 2000. Pour l'IFN, elle est en augmentation constante (voir chap. 5).

D'un point de vue méthodologique, l'IFN est relativement proche des enquêtes de terrain (TerUti et LUCAS). Avec TerUti-3, le SSP travaille sur un échantillon de 310 000 points fixes photo-

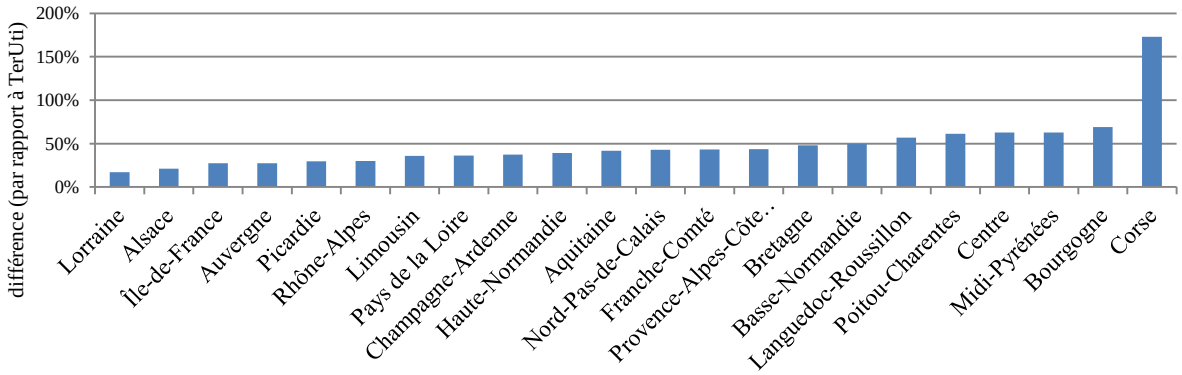
interprétés et visités chaque année ; l'IFN photo-interprète chaque année 80 000 points différents de ceux des années précédentes sur un pas de temps de 10 ans et en observe 7 à 8000 sur le terrain. La taille de la fenêtre d'observation est aussi différente, 3 m de rayon pour TerUti-Lucas, et 25 m pour l'IFN. Un rapport officiel a été réalisé en 2011 (Dereix et al. 2011) afin de comprendre pourquoi TerUti et IFN divergeaient quant à l'appréciation de la superficie forestière et son évolution. Les définitions des forêts, bosquet, lande retenues par chaque organisme, présentent quelques nuances. Pour la forêt, le SSP donne à ses enquêteurs une liste non limitative d'arbres d'essences forestières alors que l'IFN a abandonné la liste limitative d'essences forestières qu'il utilisait dans le passé. Les bosquets de l'IFN doivent avoir un taux de couvert minimal de 40 % et 4 arbres non alignés ; ceux du SSP 10 % seulement, avec un minimum de 4 arbres. La lande de l'IFN ne doit pas contenir de végétation cultivée et son taux de couvert doit être inférieur à 10 % ; l'absence d'usage n'intervient pas dans le classement SSP de la lande qui doit avoir un couvert arboré inférieur à 10 % mais aussi un taux de couvert de végétaux ligneux ou semi-ligneux bas supérieur à 20 %. Le profil « culturel » des opérateurs est aussi différent : les agents de l'IFN sont des professionnels forestiers, les observateurs du SSP sont des vacataires le plus souvent retraités et à majorité d'origine agricole. On peut ainsi supposer que l'observateur IFN percevra plus volontiers une forêt « au plein sens du terme » que son collègue du SSP qui pourra percevoir plutôt une lande ou un bosquet. De plus, il doit être difficile pour un même opérateur se rendant chaque année sur un point affecté par une évolution lente de la végétation d'acter un changement de catégorie. L'incertitude sur la progression ou non des surfaces forestières est donc très problématique au vu des enjeux carbone et dans le cadre des rapportages des inventaires UTCATF.

Figure 4.35. Comparaison des superficies forestières TerUti et IFN, (hors bosquet, hors peupleraies), par inter-régions IFN, en ha, en 2007



Des écarts importants se retrouvent aussi par région, au niveau des superficies « sans végétation » (fig 4.35).

Fig. 4.36 Ecarts entre surface « sans végétation » estimée par IFN et par TerUti pour 2010



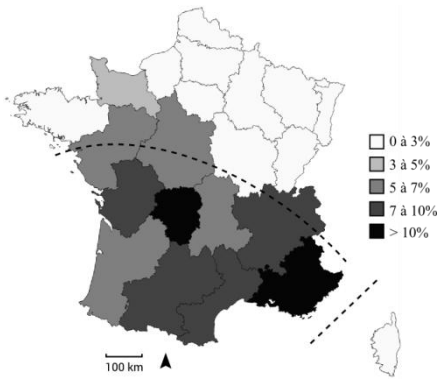
Cette catégorie reste trop générale (il s'agit davantage d'un poste de 'solde' pour l'IFN) pour pouvoir en tirer de véritables enseignements, car on ignore quels espaces sont véritablement concernés (surfaces artificialisées, sol nu, roches, sable, surfaces en eau ?). Néanmoins, l'écart très fort de la Corse par rapport aux autres régions indique un biais systématique, peut-être relatif aux espaces de montagne.

LUCAS et TerUti

Nous comparons ici les bases de données Lucas et TerUti, deux sources basées sur un échantillonnage aréolaire, selon une méthodologie différente. Lors de l'enquête 'pilote' de Lucas, les deux bases étaient similaires : les résultats étaient alors cohérents (Bertin, 2001). Il est intéressant de noter les éventuels écarts depuis que les deux bases ont évolué différemment. L'ensemble des points d'échantillonnage de Lucas n'étant pas similaire chaque année, nous prenons en compte les évolutions nettes entre 2009 et 2012, sans connaitre les origines et destinations des points. La même opération a été menée pour TerUti. Pour chaque catégorie, dans chaque région, nous connaissons les surfaces en 2009 et en 2012. Nous comparons ici les écarts entre les évolutions nettes constatées par chacune de ces deux bases de données.

Répartition des écarts totaux

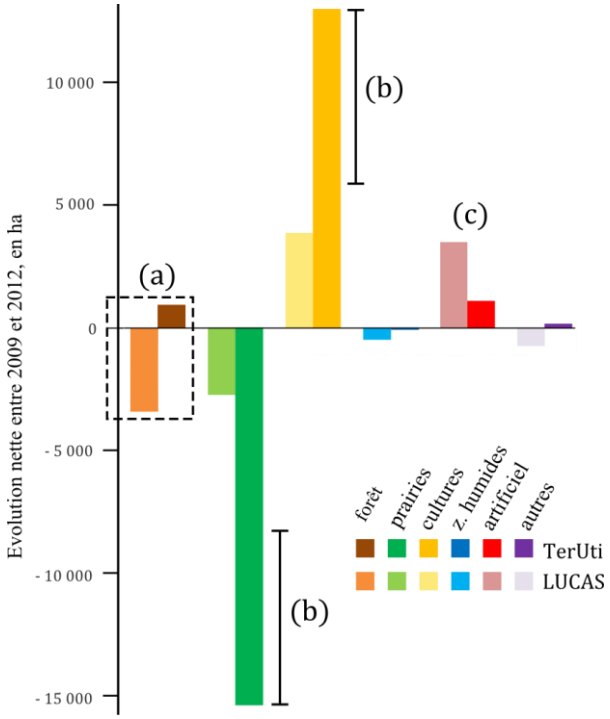
Fig. 4.37. Répartition des écarts totaux entre Lucas et TerUti



Le premier constat est que le désaccord n'est pas réparti équitablement sur le territoire Deux régions seulement concentrent 21% des écarts totaux: le Limousin, qui ne représente que 3% de la superficie du territoire, en rassemble 11 %, Provence-Alpes Côte d'Azur en concentre 10%. On note une opposition entre paysage homogène (openfield notamment, Nord, Nord-Est) et hétérogène (au Sud et en montagne).

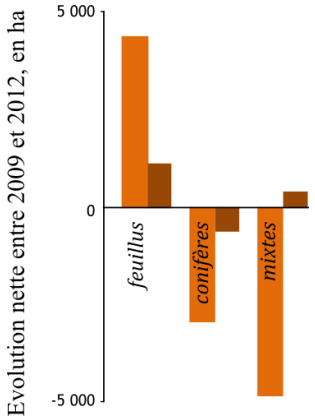
Comparaison des écarts par catégorie

Fig. 4.38 Evolution nette entre 2009 et 2012 selon TerUti et Lucas



a) On observe un désaccord sur l'évolution de la surface de la forêt (fig 4.38 a). D'après LUCAS, elle a diminué d'environ 3000 km² entre 2009 et 2012; d'après TerUti, elle a augmenté de près de 1000 km².

Fig. 4.39 Evolution nette de la forêt entre 2009 et 2012 selon TerUti et Lucas

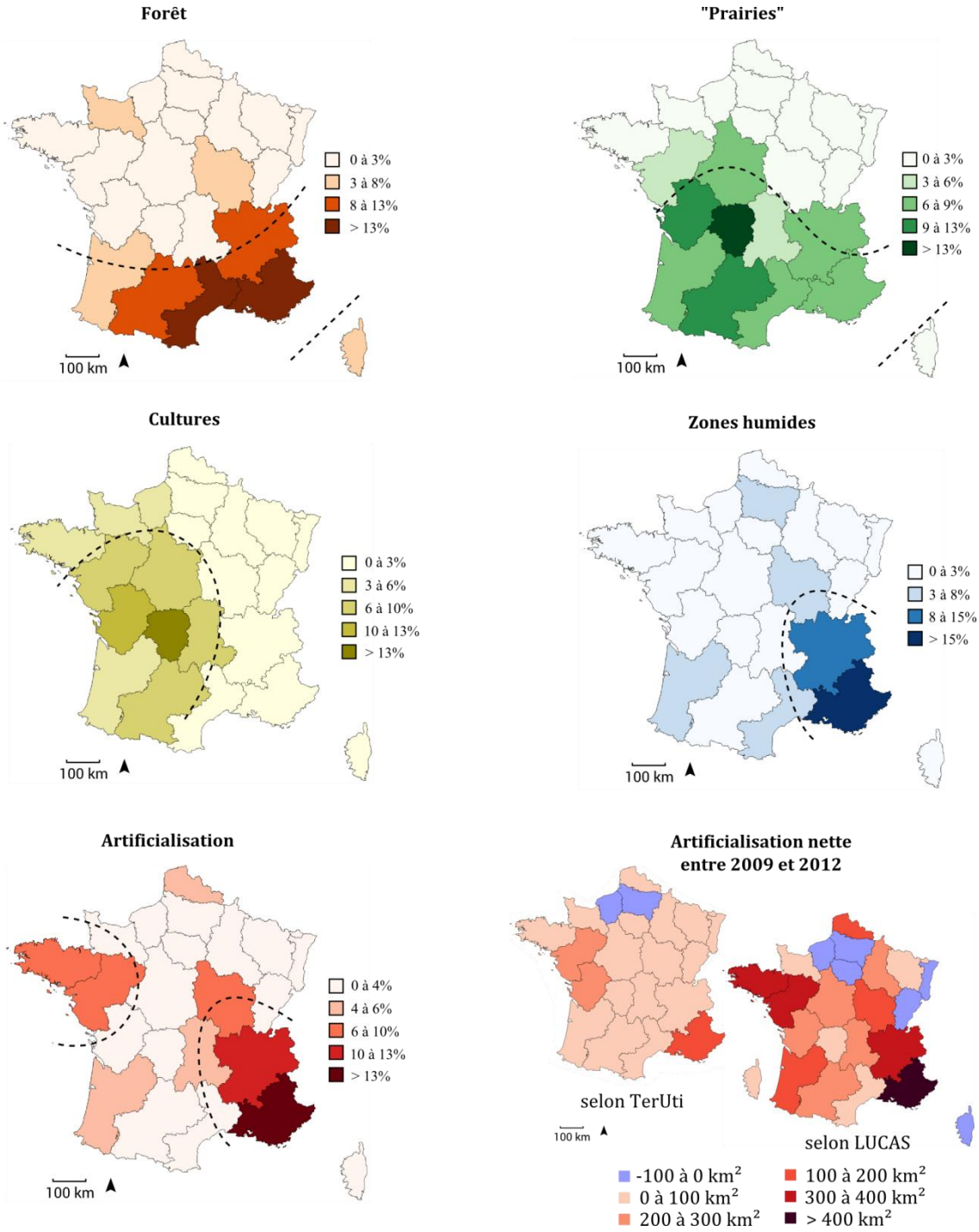


En détaillant par catégories plus précises, (fig 4.39) on constate que les deux bases sont en accord pour le sens de l'évolution des feuillus et des conifères (Lucas détecte des évolutions significativement plus fortes), mais sont en désaccord pour les forêts mixtes.

b) Tant pour les prairies que les cultures (fig 4.38 b), en revanche, c'est TerUti qui estime une évolution bien plus importante que Lucas. Le différentiel entre les deux sources n'est pas proportionnel à celui constaté pour les autres catégories. Une partie de ce différentiel (de l'ordre de 7000km², soit plus de 2000km²/an) pourrait être un artefact lié à TerUti : les erreurs d'appréciation entre cultures et prairies étant fréquentes (voir chap. 6).

c) L'artificialisation (fig 4.38 c) estimée par Lucas est trois fois plus élevée que par TerUti. Le différentiel est de près de 800km²/an. En 2009, les surfaces initiales sont différentes pour être plus cohérentes en 2012: ce rattrapage par Lucas explique cet écart, peut-être dû à un effet de début de série.

Fig. 4.40 Ecarts par région entre TerUti et LUCAS (2009-2012) en % des écarts totaux



On observe que 62% des écarts pour la **forêt** sont contenus dans seulement 5 régions du Sud (de l'Aquitaine à Rhône-Alpes). Les incertitudes relatives au classement des zones en maquis et des forêts de montagne sont sans doute à prendre en compte. Le cas de la Basse-Normandie est plus inattendu. Selon LUCAS, la région gagne 371 km² de forêt en 3 ans (de 2080 à 2452 km²). Selon TerUti, elle passe de 1655 km² à 1691 km² soit un gain de seulement 35km² (10 fois moins). La

différence de surface initiale entre les deux sources n'explique pas cet écart (hausse de 18% de la surface de 2009 pour LUCAS contre 2% pour TerUti). Ensuite, le quart Sud-Ouest concentre la majorité des écarts constatés pour les **prairies**. Trois régions (Poitou-Charentes, Limousin, Midi-Pyrénées) concentrent 36% des écarts, dont 15% dans le seul Limousin. Les prairies bocagères normandes et bretonnes ne sont donc pas concernées au premier plan. Pour ces régions, accord en 2009, accord sur tendance à la baisse mais désaccord sur l'ampleur de cette diminution (Teruti estime plus de baisse de prairies). Une moitié Ouest (des Pays de la Loire aux Midi-Pyrénées) concentre 72% des écarts relatifs aux **terres cultivées**, dont 16% dans le seul Limousin. pour ces régions, accord en 2009, accord sur tendance à la hausse mais désaccord sur l'ampleur de cette dynamique (Teruti estime plus de hausse de cultures). Pour les **zones humides**, PACA et Rhône-Alpes concentrent 32% des écarts constatés à l'échelle nationale (24% pour la seule région PACA). Enfin, les écarts relatifs à **l'artificialisation** sont surreprésentés dans le Sud-Est (Rhône-Alpes, PACA) et l'Ouest (Bretagne, Pays de la Loire). La région PACA concentre à elle seule 18% des écarts constatés. Selon TerUti, les surfaces artificialisées entre 2009 et 2012 sont plus homogènes que pour Lucas.

TerUti et Sitadel

Comparer TerUti et Sitadel pose en premier lieu le problème de la nomenclature. Le poste habitat individuel correspond ainsi à des logements unifamiliaux dans Sitadel, mais inclut des immeubles de 3 étages ou moins dans TerUti…. Les séries temporelles ne sont pas les mêmes également, il faut donc raisonner en surface annuelle, tout en étant prudent sur l'incompatibilité entre surfaces d'occupation et surface « hors œuvre brute ». D'après les recherches effectuées par Michel Paul Morel au SSP, ces précautions étant prises, des différences entre les deux bases subsistent (mail de M. Morel, 2007). Entre 1992 et 2003, TerUti estime les constructions à 19500ha/an en moyenne, là où Sitadel en compte 5960 ha. « Ces écarts dépassent largement le cadre d'éventuelles erreurs d'observation des enquêteurs TerUti. Nous excluons catégoriquement l'hypothèse selon laquelle TerUti inclurait dans les volumes construits les surfaces occupées par la voirie, les pelouses, jardins et parkings. Ceux-ci relèvent en effet de l'usage habitat, mais leur occupation est bien différenciée. Nous n'avons pour l'instant aucune explication plausible » (mail de M. Morel, 2007).

EcoMos et TerUti

Il faut d'abord prendre en compte un élément essentiel : EcoMos ne recense pas l'ensemble du territoire francilien. Les surfaces que l'IAU ne classe pas comme naturelles, c'est-à-dire les espaces agricoles et artificiels, ne sont pas représentés. Or, il est intéressant de constater que la surface totale EcoMos n'est pas égale à la surface des postes naturels pour l'enquête TerUti de la même année. Eliminons d'abord le poste zone humide, car la Seine n'est pas prise en compte par Ecomos. Restent deux points d'analyse : la délimitation entre prairie et cultures et les types de peuplement forestiers. Ce qui ressort, c'est la difficulté d'appréciation de la limite entre milieu naturel et agricole, en particulier au niveau des prairies.

En analysant les différences d'estimation de surfaces entre EcoMos et TerUti, on remarque d'une part la différence de répartition des forêts selon leur essence principale. Le point de vue vertical adopté par EcoMos permet une estimation plus juste que TerUti, qui ne mesure pas l'intégralité du territoire mais seulement quelques échantillons. Il semble y avoir un effet de compensation entre les feuillus et bosquets d'une part ; et les conifères et forêts en mutation d'autre part.

En revanche, le fait que le périmètre total d'EcoMos soit inférieur aux surfaces naturelles de TerUti révèle une classification différente de certaines surfaces. En l'occurrence, ce différentiel provient surtout des surfaces en herbe, que TerUti classe parmi les prairies, quand EcoMos les classe dans les surfaces agricoles ou artificialisées.

L'analyse de la diversité intra-classe par superposition spatiale

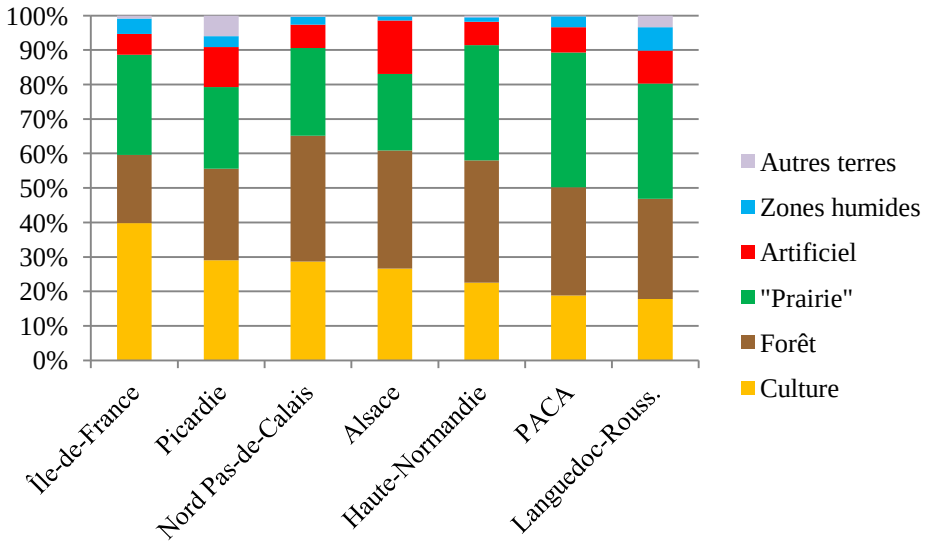
Comparaison des « High Resolution Layers *» et de* Corine Land Cover

Au-delà de la quantification des surfaces par catégorie et des écarts absolus d'estimation, il est possible d'utiliser une donnée spatialement et thématiquement plus précise qu'une autre, non pas pour constater que la donnée moins précise détecte moins d'éléments, mais pour estimer la proportion relative d'autres classes au sein d'un même polygone. Il s'agit alors d'utiliser une donnée plus précise de façon complémentaire, afin de servir d'indicateur de la diversité, de l'hétérogénéité thématique d'une classe mixte. Les couches HRL permettent par exemple de mesurer le taux d'artificialisation pour l'ensemble des polygones de toutes les classes d'une donnée vectorielle. Ainsi, en Europe, en 2006, une part importante des polygones CLC classés en artificiel ont 0% d'imperméabilisation (89% de la classe « extraction de matériaux »), 86% de la classe « décharges »), seulement 49% de la classe « tissu urbain continu » est imperméabilisé à plus de 80%. A l'inverse, certaines classes agricoles et semi-naturelles (241, 242) ont plus de 10% d'espaces au moins en partie imperméabilisés (Maucha, et al. 2010).

Diversité thématique de la classe CLC « 243 » à partir des MOS régionaux

La classe « 243 » de CLC (surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants) est un exemple typique de classe mixte présente dans la nomenclature de plusieurs jeux de données. Une classe mixte a l'avantage de ne pas 'mentir' par généralisation, en reflétant fidèlement l'hétérogénéité de l'espace cartographié, que la résolution spatiale ne permettait pas de différencier en sous-catégories homogènes. En revanche, l'utilisation de données d'occupation dans un cadre de comptabilisation classique des changements entraîne généralement la traduction binaire des classes d'origine vers un système de référence. Ainsi, Fuchs et al. (2013) intègrent dans leur modèle européen la classe CLC 243 et la traduisent uniformément en prairie. Pour la production du MOS de Picardie, cette classe, lorsqu'elle était proche des espaces artificialisés, était souvent reclassée en « jardins familiaux ». En compilant les bases de données régionales ayant une résolution spatiale fine, nous pouvons comparer la manière dont les espaces classés en 243 par CLC sont retranscrits dans ces cartes à la résolution spatiale et thématique plus fine (fig. 4.40).

Figure 4.41 Répartition des classes des MOS régionaux incluses dans les polygones CLC 243



Chaque polygone de la classe CLC « 243 » est intersecté avec différentes cartes d'occupation du sol régionales. En moyenne, ces espaces se répartissent en trois tiers à peu près équivalents de cultures, prairies et forêt ; le reste se répartissant entre surfaces artificielles (env. 10%) et zones humides et en eau. Selon les régions, la forêt est bien moins représentée que les espaces agricoles (Ile de France, Picardie) alors que dans les régions méditerranéennes, les espaces semi-naturels sont les plus présents dans les polygones « 243 ». En particulier, en observant les catégories à un niveau plus fin, on note que les classes de végétation ligneuse et buissonnante hors forêt, classées en « prairies » dans le référentiel du Giec, représentent près d'un quart de ces surfaces dans les régions PACA et Languedoc-Roussillon. Robert, 2016.

Conclusion du 4.3 : que nous apprennent les analyses comparatives ?

Il existe de multiples angles sous lesquels comparer les données : spécifications techniques, taux de changement, flux bruts, bilans nets, localisation des classes, des changements, catégories visées, correspondances spatiales, etc., comme cette section l'a illustré. La prise en compte de l'ensemble des dimensions de complexité rend difficile l'analyse comparative exhaustive de tous les jeux de données compilés. Chacune de ces analyses entraine de nombreuses interprétations possibles et il n'existe pas de moyen simple de discriminer directement, à partir de ces points de vue quantitatifs, les différents effets à l'origine des écarts d'estimation.

La comparaison fine des données entre elles permet de mettre en avant les angles morts et les effets de zooms induits par les choix techniques des différents protocoles d'acquisition de l'information. La capacité différenciée des données à suivre les changements s'exprime selon des modalités diverses qu'il est difficile, si ce n'est impossible, d'interpréter convenablement sans recourir à des connaissances sur le territoire en lui-même. L'analyse purement quantitative des écarts d'estimation entre sources reflète bien leurs niveaux de résolution, mais ces niveaux de résolution s'appliquent eux-mêmes à un paysage complexe, dont les fluctuations s'inscrivent elles-mêmes dans des jeux d'échelles.

Conclusion du chapitre 4

L'objectif du chapitre 4 était de générer une documentation synthétique qui indique, pour l'ensemble des données mobilisables, leurs métadonnées, leurs conditions de production, leurs intérêts et leurs limites. Nous avons proposé ici une méta-analyse inédite de données hétérogènes, complétant les travaux existants en France (Ajouc, 2007 ; Balestrat, 2008 ; Cavailhès et Normandin, 1992 ; Cuniberti, et al. 2005 ; Fonta, 2005 ; Delgrange, 2010 ; Agnès, 2014). Cette compilation peut tenir lieu de base d'informations pour les travaux d'amélioration méthodologique de l'inventaire du Citepa, et, au-delà, pour tous les utilisateurs potentiels de données d'occupation du sol à l'échelle de la France ou d'une région. Contrairement à ces travaux, pour la première fois en France, il s'est agi de confronter ces données aux besoins de l'inventaire UTCATF, c'est-à-dire à un contexte technique, politique, aux contraintes particulières.

Comme le suggèrent d'autres travaux (Fuller et al, 1998 ; Bousquet et al, 2013, Aldwaik et Pontius, 2004), les constructions différentes des données expliquent leurs divergences d'estimations. Les domaines de validité et de pertinence des données de changements d'occupation du sol sont complexes : augmenter en précision, en résolution, ne permet pas systématiquement d'améliorer la pertinence de l'information produite, au regard des besoins des utilisateurs. Nous reprenons à notre compte les propos de Cuniberti, et al (2005) : « *il n'existe pas de bonne ou mauvaise base de données d'occupation du sol, le 'bon choix' doit se faire au regard de tous les critères pris en compte* [pour un besoin précis] *(échelle de saisie, de travail, UMC…). Un avertissement doit être donné quant à l'utilisation de ces bases de données dans la thématique d'étalement urbain, sur ces espaces à 'tâche urbaine mouvante', il est difficile de trouver une base de données reflétant au mieux la réalité* ».

La question est donc : à quelle échelle travaille-t-on ? L'échelle de l'inventaire UTCATF est à la fois l'échelle spatiale du rapportage (région, pays), l'échelle thématique de l'occupation du sol (GIEC), et l'échelle temporelle des processus mettant en œuvre des flux de carbone (biomasse, sol). Or, l'angle d'interprétation des variabilités des données d'occupation du sol peut entrainer une confusion d'échelle : en se focalisant sur la dimension technique, sur l'efficacité et la performance des outils de suivi, l'idéal d'une estimation de très haute résolution prend le dessus sur les besoins réels de suivi de changements qui ont du sens et de la pertinence. Pour le suivi de l'occupation du sol dans le cadre des inventaires UTCATF, l'équilibre est à trouver entre précision et justesse. Une donnée spatialement explicite est à privilégier car elle facilite la vérification. En revanche, la pertinence n'est pas forcément liée à des résolutions les plus précises possibles, mais plutôt au réalisme des changements détectés. Le chapitre 5 va maintenant s'intéresser à ces dynamiques, pas seulement à la pertinence de l'estimation des surfaces mais à la signification, à la plausibilité des changements en tant que processus physiques. En effet, les données d'occupation du sol ne sont pas à considérer uniquement sous l'angle quantitatif. La comparaison quantitative des différences d'estimation n'a de sens qu'une fois les domaines de validité et de pertinence de chaque méthode explicités.

L'enquête TerUti, utilisée actuellement, a des résolutions fines et des taux d'erreurs importants, ce qui explique sa capacité à détecter de trop nombreux changements, comme cela a aussi été démontré pour l'enquête LUCAS (Kestemont, 2004). On privilégiera en conséquence des données renseignant des dynamiques pertinentes, qui ont du sens du point de vue carbone, pas seulement en fonction de leur capacité de détection des changements et des surfaces mais surtout en fonction de leur capacité à les caractériser de façon homogène. A ce titre, les MOS régionaux, CLC et le projet OSO offrent des résolutions pertinentes. Il convient auparavant de mieux comprendre et caractériser les dynamiques pertinentes du point de vue de l'inventaire UTCATF : c'est l'objet du chapitre suivant.

Chapitre 5
Au-delà de la quantification des changements d'occupation du sol, comprendre les dynamiques paysagères

Introduction

L'approche classique développée dans le contexte UTCATF considère le changement comme une valeur quantitative : la surface d'une catégorie convertie en une autre, entre deux bornes temporelles. La durée du processus à l'origine du changement constaté dans cet intervalle est généralement considérée comme égale à la durée de l'intervalle lui-même. De même, le différentiel de surface entre les deux dates d'enregistrement définit la surface de changement. L'échelle spatio-temporelle du processus réel reste alors ignorée. Son estimation dépend de la résolution des dispositifs de suivi de l'occupation du sol et des effets de généralisation entrainant tantôt une surestimation, tantôt une sous-estimation des processus à l'œuvre. Il est par conséquent essentiel, dans une démarche d'évaluation des mesures des changements d'occupation du sol, d'effectuer un pas de côté pour ne pas dépendre uniquement de critères quantitatifs, mais aussi de connaître et si possible comprendre des processus et leurs échelles. En effet, les outils de mesure enregistrent plus ou moins fidèlement la complexité de la composition paysagère mais leur pertinence à bien détecter les dynamiques plutôt que des cinématiques reste plus délicate encore à évaluer (chap. 3).

Plan du chapitre :

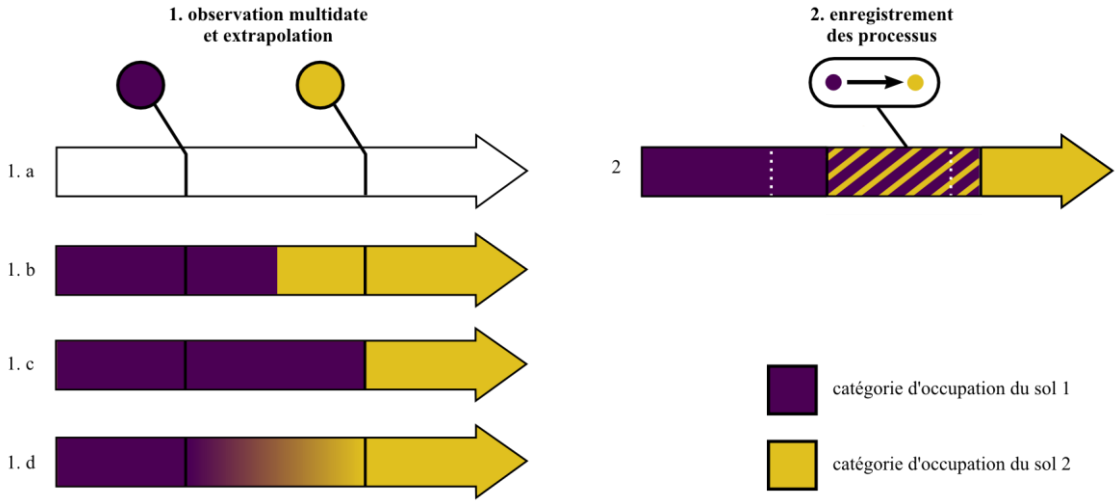
La section 5.1 présente l'intérêt d'une approche par processus et décrit les traits majeurs des processus à l'œuvre dans les paysages français. Ensuite, les principaux types de processus sont présentés successivement : les mutations des espaces agricoles (section 5.2), l'artificialisation (section 5.3), l'évolution des surfaces boisées (section 5.4), l'évolution des surfaces en eau et des zones humides (section 5.5). Les évolutions historiques, les facteurs principaux, ainsi que les échelles spatiales et temporelles de ces processus sont décrits afin de mieux saisir la pertinence des données qui les estiment.

5.1 Partir des processus plutôt que des différences entre états

5.1.1 Adapter le suivi des terres aux objectifs de l'inventaire

Il s'agit ici de répondre au questionnement qui découle de l'état de l'art sur l'adaptation des modes de suivi et de leurs résolutions au suivi des changements d'occupation du sol et par conséquent des flux de gaz à effet de serre, de carbone en particulier. Les approches et les données recensées dans les chapitres 3 et 4 ne font, pour la plupart, qu'observer divers états dans le temps et en déduisent des changements. Ils ne permettent pas de répondre directement, sans hypothèses, à des questions sur la dimension réelle des changements (qu'ils soient correctement détectés ou non par les dispositifs de suivi), leur nature (que les nomenclatures soient adaptées ou non), leurs étapes et leurs vitesses (que ces caractéristiques soient perçues ou non selon les fréquences des dispositifs). Les techniques d'évaluation de l'exactitude (*accuracy assessment*) sont pertinentes pour s'assurer que les dispositifs enregistrent bien la composition de l'occupation du sol ; notamment en connaissant l'état « réel » de cette composition afin de disposer d'un étalon. Cependant, qu'en est-il des changements eux-mêmes ? Comment vérifier la surestimation ou la sous-estimation des changements si l'on ne dispose pas par ailleurs de moyens de connaître les processus à l'œuvre en tant que tels ? Cette section va d'abord se focaliser sur les processus puis, dans les sections suivantes, nous déclinerons les questionnements sur leurs dimensions réelles, en s'appuyant notamment sur les outils de suivi direct des changements eux-mêmes. L'objectif est de connaître les niveaux de résolution les plus adaptés à l'échelle des changements et donc les plus pertinents pour le suivi des flux de GES liés. Le changement ne doit pas seulement être analysé comme un résultat mais comme un processus. La compréhension et la modélisation des changements en tant que tels (et non des états successifs d'une composition) soulève des enjeux méthodologiques : quelle méthode de suivi, quelle représentativité, quelle échelle sont adaptées aux processus (Rindfuss et al, 2004) ?

Fig. 5.1 L'approche par processus

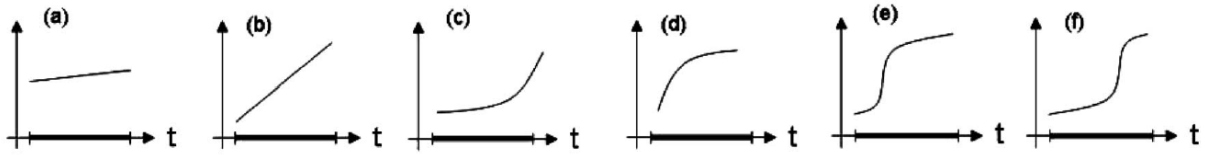


Dans la figure 5.1, on considère une période fictive présentant le passage entre deux catégories d'occupation du sol. Le cas 1 représente l'approche classique, où le territoire (ou une portion de ce dernier) est observé à deux dates. On connait l'état de l'occupation du sol à chacune de ces dates. Transformer cette information discrète en information continue oblige à extrapoler ces enregistrements afin de créer deux périodes, et donc, implicitement, à définir une date de passage de l'un à l'autre. Cette date peut être considérée comme à mi-chemin entre les deux moments d'observation (1b), ou bien on peut par exemple considérer la seconde observation comme le moment du changement, puisqu'il n'a pas été

constaté avant (1c). Une autre possibilité considère le changement comme une transition progressive qu'on ne pourrait « dater » (1d). Dans tous les cas, il n'est pas possible de savoir si, entre les deux observations, une troisième occupation du sol serait intervenue. Le cas 2 représente l'approche par processus, qui n'observe pas deux états mais qui enregistre la dynamique à l'origine d'un changement d'occupation du sol (2). Elle permet de dater la période de conversion : ici, on voit que le second moment d'observation se situait en fait encore pendant la période de transition, qui peut par exemple correspondre à un temps de latence avant l'enclenchement des processus après le 1er moment d'observation. Réalisation : Robert, 2016.

La dimension temporelle du changement est un élément fondamental à prendre en compte, puisque du rythme du changement vont dépendre certaines conséquences environnementales, mais aussi la perception et l'adaptation des sociétés à ce changement (Antrop 2000 ; Burgi et al, 2004). C'est pour cela que la simple déduction de la vitesse d'évolution des changements à partir d'observations de la composition de l'occupation du sol à plusieurs dates n'est pas toujours suffisante. Une compréhension fine des processus à l'œuvre permet de distinguer différents profils temporels (fig. 5.2) : un changement lent et constant (a), rapide et constant (b), en accélération (c), en décélération (d), un changement ancien rapide et isolé (e), un changement récent rapide et isolé (f), selon la typologie établie par Bürgi et al. (2004).

Fig. 5.2. Différents profils temporels de changement



Ces graphiques montrent l'évolution de la structure paysagère (en ordonnée) dans le temps, selon différentes vitesses, rythmes, régularités. D'après Burgi, et al (2004, p. 863).

5.1.2 Les changements : une série de processus individuels

Pour évaluer la pertinence des données de changements d'occupation du sol, il est nécessaire de les comprendre en liant approche qualitative et quantitative. L'évaluation purement quantitative a ses limites (voir section 4.3). Au-delà des simples quantités de surface converties, il est nécessaire d'en analyser la signification en termes de motifs spatio-temporels. En particulier, une perspective historique permet de réintroduire la *durée* dans ces approches quantitatives d'inspiration structuraliste (Dubois, 1994). Autrement dit, ces valeurs sont censées refléter des processus réels, qui peuvent être analysés en tant que tels et non rétrospectivement. Il s'agit de considérer que les changements observés dans la composition et la configuration spatiale sont directement liés à des processus, que l'espace est le produit de processus biophysiques et anthropiques, que le paysage est une création[1]. Ce lien entre patron paysager et processus est une présomption fondamentale mais qui doit être vérifiée : la configuration spatiale rend possible et implique certains processus autant que certains processus produisent certaines configurations paysagères comme l'indique l'écologie du paysage à propos des processus biologiques (Turner, 1989 ; Gustafson, 1998; Burel et Baudry, 1999 ; Turner, et al. 2001 ; Li et Wu, 2004).

[1] Le terme de création peut être ambigu : ainsi, dans le cadre de la préparation de la Convention Européenne du Paysage, l'expression « création du paysage », introduite par les français, n'a pas été acceptée par les espagnols, jugeant que la création se référait plutôt à un acte divin (communication d'Y. Luginbülh).

Penser le processus : approche analytique et synthétique

Les changements peuvent être caractérisés via deux approches complémentaires : un point de vue analytique qui permet d'étudier les différentes composantes des nombreux changements à l'œuvre, ; et un point de vue synthétique permettant d'avoir une vision générale des changements sur un espace, en comparant son état initial et final, en observant la tendance et les exceptions ; tout en adoptant un point de vue holiste (Antrop, 1998) et intégré (Bürgi et Russel, 2001). On distingue les objets qui changent en permanence (par exemple la température) et ceux dont le changement, brusque, constitue un *évènement* (Médici, et al. 2011)[1]. Les changements d'occupation des sols sont traditionnellement rangés dans la seconde catégorie. Cependant, nous considérerons ici comme hypothèse une troisième voie, en pensant les changements comme une série d'évènements qui, pris individuellement, pourraient ne pas être considérés comme des changements, qui ne séparent pas toujours un état différent de l'état initial ; mais dont l'enchaînement constitue ce « méta-évènement » délimitant un état antérieur et postérieur. Il ne s'agit là que d'appliquer le principe de l'échelle en considérant qu'un évènement unique sur le temps long (passage d'une catégorie A à B) est, si l'on observe de près (résolution spatiale fine, pas de temps court et nomenclature thématique riche), constitué de plusieurs états intermédiaires. Comme nous considérons la sensibilité des outils de suivi des changements et la pertinence de considérer des échelles d'observations toujours plus fines, il nous faut donc aller plus loin que cette caractérisation binaire des évènements en discret ou continu, et ajouter la dimension de relativité scalaire. Le problème vient alors de l'inadéquation entre l'échelle de référence, d'analyse (un changement, par exemple, l'artificialisation est pensé comme un évènement discret séparant un état non-artificialisé d'un état artificialisé) et l'échelle d'observation effective qui permet de repérer des états intermédiaires (défrichement, terre nue, chantier, espace replanté…). Nous allons appliquer cette hypothèse aux différents types de changements. L'idéal serait de connaître le rythme réel des changements, de les observer directement pour voir à partir de quel moment il y a une certitude sur la conversion, et donc connaître la durée du moment d'incertitude, de la transition. Les données disponibles (cartes, statistiques) sont biaisées par leur propre rythme de collecte, par le pas de temps avec lequel elles observent le territoire. Pour estimer le rythme réel, et non le rythme déduit, reconstruit des changements, ce chapitre traitera des transitions en tant que telles et des quelques sources qui documentent directement celles-ci. Ces sources restent rares et se limitent aux changements qui relèvent d'une opération (aménagement, travaux, chantiers). Elles ont de nombreuses limites : biais déclaratif, périmètre temporel (date de début et date de fin du processus) et spatial (surface affectée par le processus ou surface du « terrain », de la parcelle concernée ?) peu clairs, effets de décalage, etc.

L'approche processus est une approche descriptive

Considérer le changement comme un résultat consiste à en établir la typologie sous l'angle de la conversion linéaire (lecture, dans une matrice de changement, de la catégorie d'origine et de destination). Considérer le processus permet de caractériser le changement en tant que dynamique paysagère (Bian et Walsh, 2002). Cette approche permet de parler des dynamiques paysagères en terme de : transitions (passage d'un état à l'autre), de trajectoire (contexte, origine et destination; rupture), de mutations (passage d'un état longtemps resté identique à un nouvel état, parfois brusquement), de stabilité (et donc d'instabilité, à la fois sur le plan temporel et spatial), de transformations (ce qui sous-entend une volonté, un jeu d'acteur, un aménagement) ou de dynamiques (évolution des milieux, facteurs naturels et anthropiques, croissance, jeux de compétition entre espèces ou entre usages). Les changements d'occupation du sol présentent des dynamiques non-linéaires (Lambin et Meyfroidt, 2010) : leur description permet d'expliquer cette complexité. Notamment, cette approche permet de prendre en compte la notion essentielle de conflit d'usage : l'occupation du sol dépend d'actions parfois contradictoires sur un même lieu- et la vision purement environnementale de

[1] On peut parler de phénomène continu ou discret.

l'occupation du sol entraîne parfois des tensions (Cadene, 1990 ; Friedberg, et al. 2000 ; Torre, et al. 2015). Revenir à une lecture des processus relève des méthodes appliquées dans les travaux des géographes. Par exemple, Poinsot (1997) propose une lecture de l'évolution paysagère intégrant les processus, selon trois axes : les interactions des processus entre eux, lié au fonctionnement du système, les interrelations (dans l'espace du processus) et les interférences spatiales (voisinage) (cf. chap. 3-1).

Plusieurs types de processus

Ainsi, au lieu de considérer les changements arithmétiquement en tant que conversions de catégories vers d'autres[1], il vaut mieux compléter cette approche par une description qualitative, éventuellement à l'aide d'une typologie. La caractérisation des dynamiques d'évolution des paysages végataux est à relier aux théories modélisant les dynamiques de successions végétales, et au concept de climax, dont l'acceptation holiste et organiciste a évolué depuis Clements (Cohen et al, 2003). Plusieurs typologies des dynamiques paysagères ont été proposées dans la littérature, distinguant différentes dynamiques de géomorphogenèse, comme synthétisé par Bertrand et Bertrand (2002)[2]. Ces typologies permettent d'englober toutes les dynamiques du géosystème[3] mais ne permettent pas de caractériser spécifiquement les changements d'occupation des sols anthropiques en tant que dynamiques paysagères spécifiques. En contexte agricole, par exemple, on peut qualifier les changements observés au niveau des systèmes culturaux d'intensification, d'extensification, de marginalisation et d'abandon (Jones et Clark, 1997). Plus généralement, on peut qualifier les changements en termes de dégradation, d'extension ou de diminution, d'apparition ou de disparition, de densification, de simplification, d'aménagement, de mitage… Eurostat (2001) propose par exemple les types suivants : **intensification** (passage d'une faible intensité d'occupation ou d'utilisation des sols à une plus forte, par exemple la mise en culture d'une forêt) ; **extensification** (passage d'une forte intensité d'occupation ou d'utilisation des sols à une plus faible (ex. : abandon de pâturage) ; **développement** [4] (artificialisation liée à un nouvel usage d'habitat, d'infrastructure…) ; **réhabilitation** : (remise en place d'un milieu végétalisé, par exemple sur une friche industrielle ou minière). Un autre exemple de typologie est la classification des flux d'occupation du sol (*land cover flows*) issue du projet européen « *Land and Ecosystem Accounts* » (LEAC) basé sur les données Corine Land Cover, en trois grands types : i) processus d'**aménagement** (*land development*) et d'intensification (comprenant les flux suivants : artificialisation, mise en culture, création de plan d'eau…) ; ii) les processus de **restauration**[5] des terres (abandon de terres cultivées, boisement…) ; iii) les processus de **rotation**[6] et de gestion (conversions internes, gestion agricole et sylvicole, états stationnaires, processus naturels…) (Gomez & Paramo, 2005).

L'approche par processus permet de mieux identifier les facteurs

« *Les paysages sont d'autant moins stables que le pays est plus civilisé et plus actif, sa population plus dense ; ils sont d'ailleurs sous la dépendance de mille causes souvent très éloignées et qui semblent étrangères à leur évolution* » (de Gourmont, 1905, p. 219). La recherche des causes est une dimension classique et centrale des recherches sur l'occupation du sol (cf chap. 3). Seule la prise

[1] résumés par la formule C_{IJ} : somme des surfaces converties de la catégorie de départ I à la catégorie finale J

[2] En : 1) biostasie (activité géomorphologique faible ou nulle) ; 1a) climaciques ou paraclimaciques ; 1b) dégradés à dynamique progressive ; dégradés à dynamique régressive sans modification importante du potentiel écologique ; en rhexistasie (dynamique de géomorphogenèse) ; 3a) à géomorphogenèse naturelle ; 3b) régressifs à géomorphogenèse liée à l'action anthropique.

[3] En replaçant les changements d'occupation du sol dans l'ensemble des processus de transformations du paysages, ces typologies rappellent l'importance des dynamiques géomorphologiques, délicate à suivre par les moyens de suivi (notamment la télédétection).

[4] Ce terme est loin d'être neutre, renvoyant à une pseudo-vocation des sols à être artificialisés.

[5] Ce terme, indiquant l'idée d'un retour à un état naturel, est idéologiquement très marqué.

[6] L'intégration des processus de rotation est une approche particulièrement utile dans la mesure où les nomenclatures existantes permettent mal de prendre en compte les dynamiques cycliques, et entrainent des faux positifs (ex : coupes forestières).

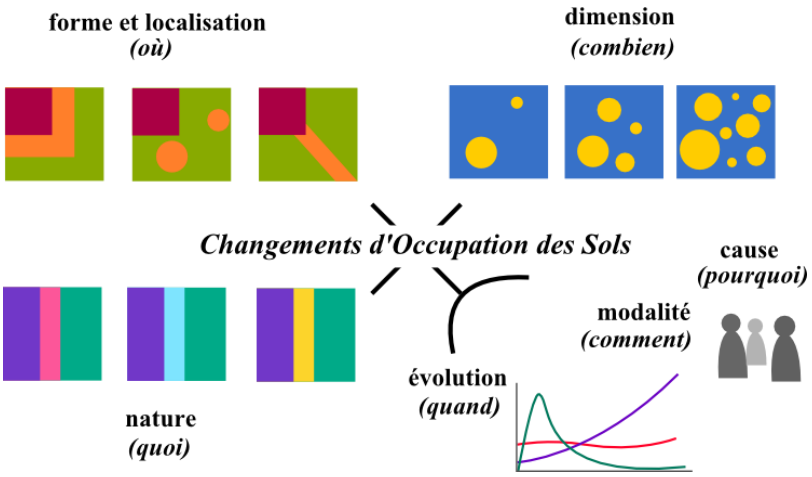
en compte des processus permet de comprendre l'origine des différences d'occupation du sol entre deux dates (Antrop, 1998). Les travaux sur l'identification de ces causes, ou facteurs, variables, forces motrices (*driving forces*) sont nombreux et un état de l'art sur la question a été réalisé par Bürgi, et al. (2004). Certains facteurs favorisent certaines conversions au détriment d'autres, favorisent la conversion tout court ou au contraire la persistance. Le principe est de tirer des enseignements de l'étude de la co-évolution de l'occupation des terres et des systèmes socio-économiques en particulier, les sources des changements d'occupation du sol pouvant être endogènes ou exogènes (Klijn et Jongman, 2004 ; Wagner et Gobster, 2007 ; Lambin et Meyfroidt, 2010). Les grands types de facteurs sont : socio-économiques, politiques, technologiques, naturels et culturels (Vitousek, et al. 1997 ; Brandt, Primdahl et Reenberg 1999 ; Aspinall, 2002; Schneeberger, et al. 2007 ; Zondag et Borsboom, 2009; Brandt, et al., 2009 ; Liu et Deng, 2010). Leur nombre et leurs interactions rendent cette analyse complexe: il est impossible de connaître l'ensemble des facteurs, ni l'influence propre de chacun d'entre eux étant donné qu'ils agissent concomitamment, en interaction dynamique, et selon des échelles spatio-temporelles fluctuantes. Ainsi, pour hiérarchiser les facteurs, il faut tenir compte de leur dimension multiscalaire (Corgne, 2005). Pour éviter de retenir des causes théoriques idéales, fondées parfois sur certaines idées reçues, éloignées des facteurs réels, Lambin, et al. (2001) proposent une approche du simple au complexe pour expliciter les mécanismes à l'origine des changements : par exemple, une dynamique générale de développement économique, de croissance démographique et d'urbanisation n'est pas forcément associée à un déboisement.

Un retour en arrière méthodologique ?

Les processus de conversion et leurs facteurs sont bien étudiés en économie (Segerson, et al., 2006). L'écologie du paysage permet une analyse fine de la complexité des processus en jeu (Burel et Baudry, 1999). En revanche, dans le cadre de la comptabilisation des changements d'occupation du sol en vue de la quantification d'indicateurs environnementaux pour l'action publique, comme les flux de carbone, c'est une approche quantitative plus simple qui est préférée à l'approche par processus. Cela n'a pas toujours été le cas : à l'origine, dans le cadre des inventaires UTCATF, c'était une approche par processus qui était appliquée (Bouchereau, 1997, et voir chap. 1). La montée en technicité et le caractère de plus en plus normé et politisé des modalités de rapportage des changements d'occupation du sol dans ce cadre particulier a entrainé un recours quasi exclusif à l'approche quantitative (matrices d'évolution entre grandes catégories), comme cadre neutre, l'analyse des processus restant le fait d'analyses scientifiques et académiques plus poussées. Toutefois, le processus est toujours présent en toile de fond des inventaires UTCATF, puisque le GIEC, dans ses lignes directrices, parle d'activités, d'ARD (Afforestation, reforestation, déforestation), de drainage et remise en eau, etc. (GIEC, 2013)

L'appel à l'approche par processus présenté ici ne représente pas un retour en arrière mais une analyse complémentaire, centrée sur les processus ayant du sens par rapport aux émissions de GES. L'approche intégrée que nous proposons vise à la compréhension des changements et pas seulement à leur comptabilisation et leur description statistique, pour répondre de manière qualitative et quantitative aux questions où, quoi, qui, quand, pourquoi, comment (fig. 5.3).

Fig. 5.3. Comprendre les changements



Ce schéma résume les différentes dimensions d'analyse du changement et de ses types d'intensité. L'approche statistique comptable et l'approche par processus, en combinant vision quantitative et qualitative, permettent de répondre à l'ensemble des interrogations. Robert, 2016.

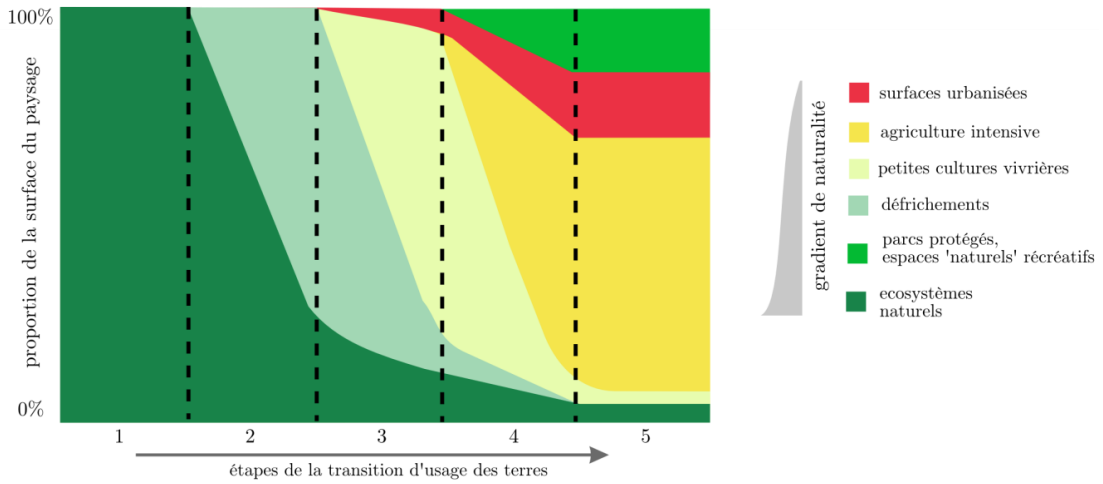
5.1.3 : Un processus général de transition

Le modèle général de la transition[1] d'usage des terres

Au lieu de considérer les changements individuellement, il est possible de saisir la logique générale d'évolution du territoire dans son ensemble. Selon la conception couramment admise par les travaux relatifs au *global change*, ce mouvement général consiste en un processus de transition des espaces naturels vers les paysages anthropisés, pouvant être représenté par un modèle simple en cinq étapes (Defries, et al. 2004 ; Foley, et al. 2005). Ce modèle est une clé de lecture et non une description historique, les changements variant fortement dans le temps et l'espace, certaines étapes étant très rapides ou très longues, prenant des formes spatio-temporelles diverses en fonction des régions, de l'histoire, des conditions économiques, des contextes écologiques, certains territoires évoluant de manière non-linéaire. Ce modèle est appelé « transition d'usage des terres » (*land-use transition*), sur le même principe que celui de la transition démographique. Selon ce modèle, les sociétés suivent une série de régimes successifs d'usage des sols, allant des fronts de défrichement de la végétation naturelle, aux petites fermes de subsistance, puis à l'intensification de l'agriculture, l'urbanisation, et la protection d'espaces semi-naturels. Ce modèle reste un modèle occidental, s'appliquant bien à l'histoire des Etats-Unis, par exemple, mais sans signification universelle.

[1] Il s'agit ici du terme transition dans son sens large, et non dans le sens précis qu'il a en écologie et en particulier dans les « *state and transition models* » (Westoby, 1989).

Figure 5.4. le modèle nord-américain de la transition d'usage des terres



Le schéma peut-être lu en n'observant d'abord que les phases 1 (100% de l'espace couvert par des écosystèmes naturels) et 5 (espace partagé entre urbanisation, agriculture en majorité, espaces protégés), c'est-à-dire entre la composition paysagère pré-anthropique et actuelle. Les étapes intermédiaires permettent alors de saisir les étapes élémentaires ayant mené de l'une à l'autre. D'après Foley et al. (2005).

La première conséquence de la prise en compte de cette transition générale est que dans un territoire[1] habité, aménagé depuis des millénaires, l'ensemble de l'espace est issu de changements d'occupation du sol passés. Autrement dit, il n'existe pas de forêts primaires, d'espaces absolument « vierges », à l'exception de quelques reliques très restreintes représentant environ 20 000 ha, dont la plus grande, avec 300 ha, serait située dans la réserve du Grand Ventron (Vosges) (Schnitzler-Lenoble,1996). En revanche, certains espaces ont pu connaître, à un moment donné, une ou plusieurs mutations, mais ont pu par la suite rester stables, donnant l'impression d'un « retour à l'état naturel », du moins à un fort degré de naturalité apparente, telle que les forêts dites subnaturelles (Greslier, et al. 1995). La deuxième conséquence de ce modèle est que certains changements individuels s'inscrivent en cohérence avec la logique de transition générale, que d'autres participent d'un cycle de stagnation dans une phase, que d'autre freinent et empêchent le passage vers une phase suivante, etc.

Ensuite, il convient de souligner les limites d'un tel modèle. Ce modèle géographiquement et historiquement situé, comme l'ont été les différentes théories écologiques. Celui-ci sous-tend le mythe de l'équilibre naturel[2] de l'occupation du sol, considérant tout changement comme une perturbation, alors que la biogéographie historique a démontré l'instabilité des biotopes et les évolutions constantes des paysages au cours du temps. Cette temporalité a tendance à être mise de côté par le prisme de la gestion du territoire (Clément et Gavoille, 1994), prisme que reprend largement le cadre de lecture des inventaires UTCATF.

Enfin, une dernière interrogation porte sur la dernière étape : le modèle a-t-il vocation à être poursuivi (par une sixième étape, une septième, indéfiniment), ou prétend-il à l'exhaustivité temporelle ? Il convient de considérer les étapes futures comme incertaines et non représentées dans ce modèle. Reste à savoir si les formes récentes et actuelles des changements d'occupation du sol s'inscrivent dans la cinquième phase ou si certains ne préfigurent pas une sixième étape, avec une diminution des surfaces en agriculture intensive, une stagnation voire une diminution des espaces artificialisés, et une augmentation des espaces protégés.

[1] En France comme pour la plupart de l'Europe, mais aussi en Asie et en Afrique.
[2] renvoyant au concept nord-américain de *wilderness*.

L’évolution générale de la composition du paysage en France

Comprendre les grandes étapes de l’évolution de la composition du territoire permettra d’une part de préciser les étapes du modèle de transition pour la France, et ensuite de disposer de repères pour juger les changements estimés par les données au regard de ce cadre de lecture. Une dynamique générale rend possible des changements particuliers allant dans des directions diverses et contradictoires, selon des rythmes différenciés. Il convient de nouveau de souligner que le cadre de lecture actuel de l’occupation du sol se fonde sur des catégories ayant un sens dans des référentiels bien précis (cf. chapitres 1 et 3), des systèmes de valeurs qui n’ont pas de signification universaliste : elles remplacent des découpages de l’espace physique plus anciens mais chaque système de classification a son domaine de validité (comme l’avait la tripartition *ager, sylva, saltus*, Dion, 1934 ; Mazoyer et Roudart, 1997 ; Lepart et al. 2007). L’évolution générale de la composition du paysage français convoque en outre une série de représentations populaires, présentes aussi dans les visions politiques. La densité de population en France est plus faible que dans les pays voisins[1]. Dès lors, l'appréhension du territoire et de l'utilisation de l'espace est influencée par l'idée que l'espace est disponible à l'aménagement, voire qu'une part du territoire est « vide »[2], c'est-à-dire inutilisée, ou mal utilisée. Derrière cette perception se retrouve aussi le sentiment largement partagé d'une France qui s'urbanise et dont les campagnes se seraient vidées au profit d'une urbanisation et d’une agriculture intensive. La majorité de la population française vit désormais dans des communes urbaines, ce qui tend à influencer la perception de la partition du territoire, la “France du vide” étant de plus en plus invisible (Levy, 2013). Bien entendu, la dynamique des espaces dits ruraux est plus complexe et les nombreux travaux des géographes français vont à l’encontre d’une vision simpliste (voir chap. 3). Néanmoins, les modalités de mesure des évolutions du territoire peuvent être marquées par la *trajectoire cognitive* du territoire (Ferru, 2009) : les mutations peuvent être d’abord vécues, perçues avant d’être mesurées et les protocoles de mesure s’appuient sur cette première impression, puisqu’on mesure un phénomène déjà identifié. A l’inverse, un processus bien identifié ne se manifeste pas forcément immédiatement, compte tenu de la temporalité des phénomènes et de l’inertie de certains paramètres en jeu. Ce temps de latence peut expliquer un décalage entre l’évènement à l’origine d’un changement et la conversion d’occupation du sol à proprement dite, comme par exemple une phase de colonisation ligneuse (Caplat et al, 2006).

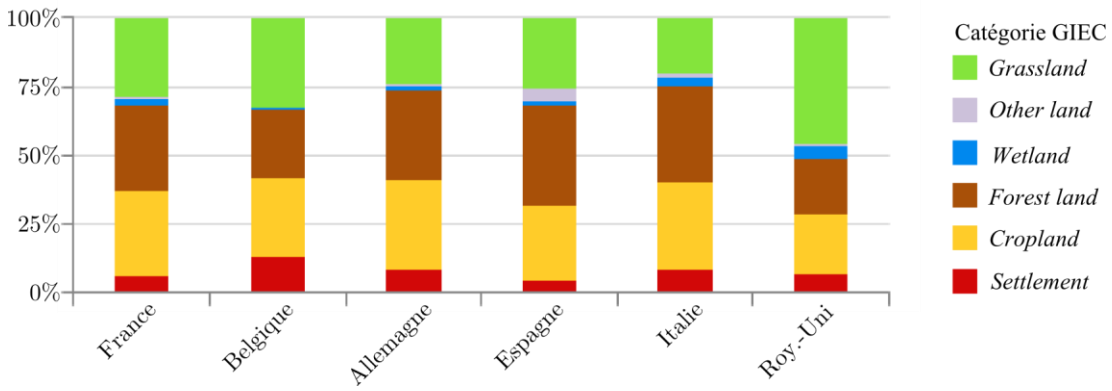
L’état actuel du territoire

La France est actuellement majoritairement constituée, à 90 % en 2012 d’après l’enquête LUCAS, de terres agricoles (cultures, prairies) et de forêt. L’importance du débat sur la progression de l’artificialisation et la consommation des terres agricoles et naturelles ne doit pas masquer ce fait : les espaces « disponibles » à ces changements sont relativement plus nombreux en France que dans les pays voisins. La part véritablement imperméabilisée et construite du territoire peut-être estimée à moins de 5% de la surface totale. Il s’agit ici de dessiner le portrait de la composition de l’espace à grands traits avant de considérer les différentes estimations disponibles. Si l'on compare la partition simplifiée (nomenclature GIEC) de l'utilisation des terres de la France et de ses pays voisins, on observe des profils assez proches.

[1] 117 hab/km² en 2013 contre 232 en Allemagne, 364 en Belgique, 202 en Italie, 260 au Royaume-Uni.

[2] Jean-François Gravier (1947) a introduit l’idée de « *désert français* » autour de Paris et a ainsi justifié les politiques de décentralisation pour le rééquilibrage entre la capitale et les régions, mais le problème s’est déplacé entre les métropoles et leurs périphéries

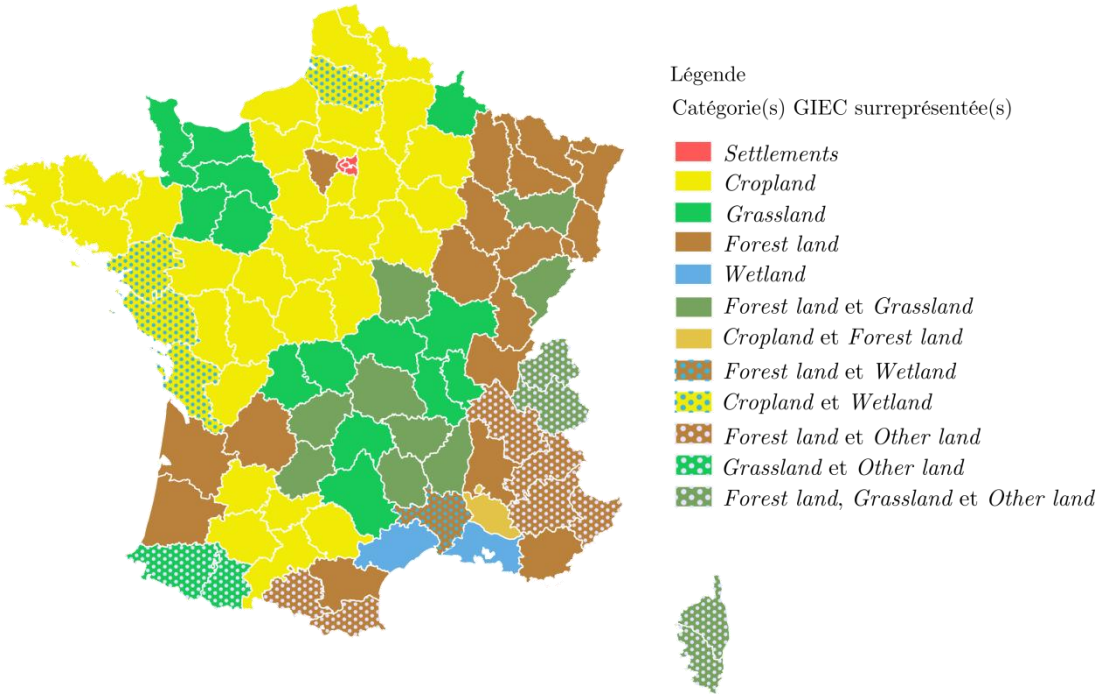
Fig. 5.5. L'utilisation des terres dans 6 pays européens en 2012



Deux traits distinctifs semblent ici pouvoir se dessiner: le taux d'artificialisation, qui est directement lié à la disponibilité en terres du pays; et la spécialisation agricole, avec un ratio prairies/cultures différent selon les cas. Réalisation : Robert, 2016. Source : LUCAS (2012).

Cette composition générale se répartit différemment au sein du territoire et il est possible de différencier grossièrement, par département par exemple, les espaces en fonction des catégories surreprésentées (fig. 5.6)

Figure 5.6. Un tableau simplifié de la composition de l'occupation du sol en France : catégories GIEC surreprésentées par département d'après CLC en 2006



La composition de chaque département d'après CLC 2006 est comparée à la composition moyenne française. La carte présente les catégories fortement surreprésentées. Lorsqu'il s'agit de la catégorie « *Settlements* », cela a été ignoré (sauf pour Paris et sa petite couronne, quasi entièrement urbanisés) afin de représenter le type d'occupation du sol « de fond ». Cette carte simplifie et synthétise certains grands ensembles distinctifs de l'occupation du sol en France : des bassins de grandes cultures (en jaune) ; des marges océaniques (*Wetlands*) et montagneuses (*Other land*) ; une diagonale Nord-Est – Massif Central marquée par les boisements ; ainsi que des zones de prairie (bocage, élevage) : Normandie, Perche, Limousin, Thiérache, Bocage bourbonnais, Causses. Réalisation : Robert, 2016.

L'occupation et l'utilisation reflètent en creux, d'autres zonages

La cartographie de la composition de l'occupation du sol constitue un élément plus aisément vérifiable que l'approche purement quantitative des surfaces totales et des matrices de changement. En effet, cette répartition est immédiatement comparable à une série d'autres paramètres biophysiques et anthropiques. D'abord, les zones à forte densité de population indiquent l'emplacement des zones fortement artificialisées, même si les différentes formes d'habitat entraînent des formes différentes d'occupation du sol. Ensuite, le zonage bioclimatique explique des différences biogéographiques et donc des variations dans l'occupation du sol (par exemple les peuplements forestiers). Enfin, les types de configurations paysagères, répertoriées en France dans les Atlas de paysages (rassemblés par le Ladyss entre 2007 et 2009 (Roche, 2007, 2009a, 2009b)) permettent là aussi d'associer une analyse qualitative au simple suivi quantitatif des variations de la composition d'occupation du sol. Les types de transition, une fois replacés dans un contexte plus précis, seront d'autant plus aisés à comprendre et à décrire.

Cet état présent est un palimpseste qui porte les traces des évolutions passées

Le territoire est renouvelé à chaque changement : en théorie, les conversions que nous estimons créent un nouveau paysage, un nouvel état. En réalité, il subsiste de nombreux éléments issus de formes passées de mise en valeur, de configurations anciennes dont l'usage peut d'ailleurs avoir disparu, et être oubliés. Le fait que le territoire, dans sa morphologie paysagère, conserve une trace de ses anciennes utilisations explique que l'on parle parfois de « palimpseste » (Chevallier, 1976), le sens premier du mot désignant un parchemin réutilisé au travers duquel on peut lire, par transparence, les multiples couches successives d'écriture qui, même effacées, ont laissé une trace visible. Le paysage, en ce sens, donne à voir à la fois les caractères actuels mais aussi, au même endroit, des caractères passés qui se recouvrent et se juxtaposent. « *Les paysages, les espaces ne sont pas uniquement des réalités présentes, mais aussi et largement des survivances du passé* » (Braudel, 1986 p. 25). Ainsi, l'état de l'occupation du sol à un moment donné peut fournir des moyens de confirmer les changements estimés pour le passé. Il convient néanmoins de faire preuve de prudence quant à l'étude des formes du passé et à l'interprétation des dynamiques et des permanences qu'on peut être tenté d'en tirer (Chouquer, 1991).

Quelle est la trajectoire générale d'évolution du territoire ?

Nous avons vu que la trajectoire générale d'évolution devait être replacée dans le cadre du modèle théorique de la transition d'usage des terres. Cependant, une interprétation rapide pourrait conduire à penser cette trajectoire comme une forme de 'dégradation' vers l'artificiel. L'analyse géographique conduit plutôt à décrire cette trajectoire en termes d'homogénéisation et de fragmentation (Jongman, 2002), reprenant les concepts de l'écologie du paysage (Burel et Baudry, 1999), en termes aussi d'intensification et de déprise, et de réorientations d'usages se traduisant par un renouvellement des formes d'occupation du sol. Ces évolutions seront présentées dans les sections suivantes.

En premier lieu, les mutations socio-économiques survenues – au cours du 20^{e} siècle surtout – ont engendré une simplification des espaces agricoles, avec une rationalisation et une spécialisation des territoires, se traduisant par des changements marqués de la composition d'occupation des sols (ex : prairies permanentes, haies, vignoble, etc.) (Piron, 2008). Les espaces à usages diversifiés (bocage, zones de polyculture-élevage, zones d'élevage extensif…) ont eu tendance à être simplifiés : soit par intensification, soit par abandon, ce qui se traduit par une mosaïque de l'occupation du sol plus contrastée (notamment entre cultures et boisements) aux structures plus aisément identifiables par les dispositifs de suivi.

En second lieu, la fragmentation de l'espace a des conséquences inverses sur l'occupation du sol et sur la facilité de son suivi. Différents processus de progression forestière (reconquête, plantations) et d'aménagement (infrastructures, habitat individuel, arbres et plans d'eau d'agrément…)

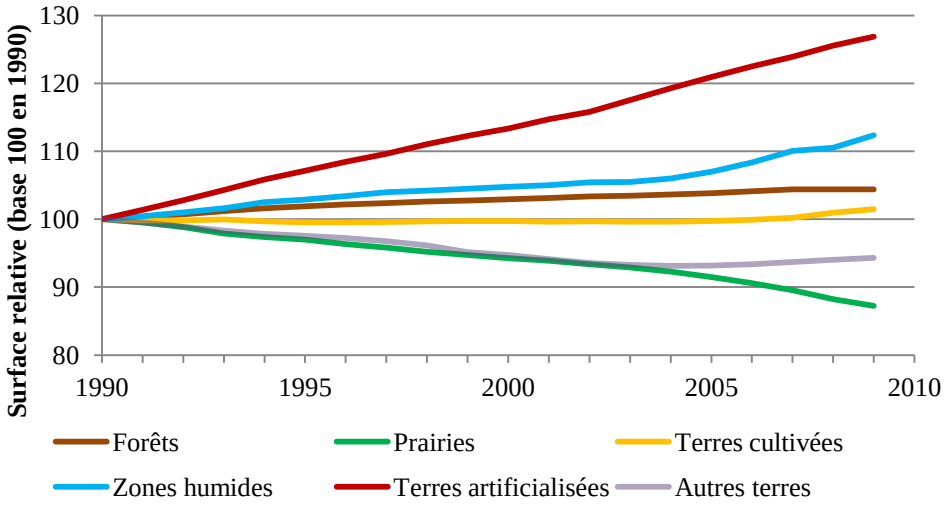
ont favorisé l'hétérogénéité visuelle de certains paysages par son mitage. En particulier, l'étalement périurbain et la « rurbanisation » a entrainé le développement de larges espaces de continuum d'espaces diffus d'habitats, de culture, de boisements (Jollet, 1956 ; Bauer et Roux, 1976 ; Burel et Baudry, 1999 ; Antrop, 2000; Palacio-Rabaud, 2000 ; Wascher, 2002).

Dès lors, peut-on dire que spatialement, des espaces se simplifient et d'autres se complexifient ? Que les espaces près des villes, se complexifieraient par mitage et que les espaces de déprise se simplifieraient par reboisement ? La situation réelle est plutôt celle d'espaces marqués par des dynamiques mixtes, sur des pas de temps différents, mais concernant les mêmes catégories d'occupation. D'où des évolutions localement contradictoires, et des changements bruts pouvant être plus importants et plus porteurs de sens que les dynamiques nettes.

Fig. 5.7. Résumé de l'évolution de la composition du territoire français depuis 30 ans

Représentation schématique à but indicatif seulement, divisant la surface de la France en 55 carrés où 1 carré équivaut à 1 million d'ha. Sur les cinq carrés artificialisés, deux seulement peuvent être considérés comme imperméabilisé, bâti, nu, sans végétation. Valeurs simplifiées et arrondies grossièrement à partir du bilan net TerUti de 1981 à 2012. Réalisation : Robert, 2016. D'après les données TerUti.

Fig. 5.8 Evolution des surfaces depuis 1990 d'après TerUti



Représentation de l'évolution des 6 grands postes d'utilisation des terres de 1990 à 2010 (base 100 en 1990). Seules les prairies marquent une diminution importante (pour la catégorie Autres Terres, il s'agit en partie d'un artefact lié à TerUti dû à l'évolution des nomenclatures permettant de mieux classer certains espaces). L'augmentation spectaculaire des terres artificielles ne doit pas faire oublier qu'il s'agit en grande partie de surfaces ni bâties ni revêtues, mais à usage récréatif par exemple (mais n'incluant pas les espaces naturels protégés comme dans le modèle théorique de transition d'usage).

Quels sont les espaces les plus concernés par les changements ?

En termes de probabilité de changement, les données ne sont pas censées refléter un changement uniformément réparti sur le territoire mais des dynamiques répondant à des logiques spatiales. Nous pouvons lister les espaces où les changements sont les mieux identifiés, où ils sont les plus probables :

- les **espaces périurbains**, avec une artificialisation due à la construction de logements sous des formes de faible densité (lotissements, mitage), ou d'espaces tertiaires (parkings, centres commerciaux), dont le motif s'appuie généralement sur les infrastructures de transport ; mais aussi avec des dynamiques moins claires comme la conversion de friches industrielles ou agricoles, la formation de '*délaissés temporaires'*, etc. (voir section 5.3) ;

- les **zones anciennement agricoles**, en déprise, principalement des anciens espaces de pâturage extensif, tels que les **alpages** de montagne ou les **prairies sèches** (causses du massif central, pelouses de montagne, larris de Picardie, coteaux calcaires de Normandie, brandes du Poitou, landes, garrigues du midi, etc). Ces surfaces ouvertes tendent à s'enfricher voire à se reboiser depuis les années 1950, ou bien à s'urbaniser ; leur conservation fait l'objet de mesures spécifiques (voir section 5.2) ;

- les différents types de **bocages**, espace agricole qui tend à la simplification et à l'intensification, via le remembrement et la transformation des pratiques (modernisation des exploitations, conversion de prairies en cultures, diminution du nombre d'exploitants) ; mais qui connait aussi des opérations de conservation voire de re-création (néobocage) (maintien des haies, talus, 'rideaux', replantations d'agrément près des routes ou contre l'érosion du sol et le lessivage, voire les coulées de boues en plaine d'Alsace par exemple) (voir section 5.2) ;

- les **bois, lisières forestières et ilots boisés** (bosquets, micro-boisements), qu'il s'agisse de boisements en milieu agricole (par exemple les petits bois au cœur des openfields), des reliques de forêts anciennes largement défrichées (par exemple les reliquats de la forêt de Brix dans la Manche), ou des espaces près des villes et ayant un usage récréatif et patrimonial. Ces espaces sont diversement soumis au défrichement (voir section 5.4).

Quelles sont les classes les plus « ciblées »[1] par les changements ?

De même que certains espaces sont le lieu privilégié de changements que d'autres, certaines catégories d'occupation du sol sont davantage l'objet de changements, en tant que catégorie d'origine (régression des surfaces) ou de destination des changements (augmentation des surfaces). Les formules appliquées aux matrices de changement développées par Pontius (2004 ; Aldwaik et Pontius, 2012) permettent de repérer les catégories « ciblées » ou « évitées »[14] par les changements. Il s'agit de comparer la part de chaque catégorie dans la surface totale et dans les changements totaux. Si tous les changements affectaient également chaque catégorie, il n'y aurait pas d'écart entre ces deux proportions. Sur ce principe, il est possible de calculer un indicateur de disponibilité au changement, représentant simplement l'écart entre la proportion de la classe dans le paysage (changement théorique si le changement affectait également chaque classe) et sa proportion réelle (mesurée par la donnée) dans les changements. Le tableau ci-dessous montre par exemple cet indicateur pour CLC 09, 2000R et TerUti-1. La forêt est particulièrement stable par rapport au changement qu'elle pourrait subir, c'est l'inverse pour les prairies.

[1] Nous reprenons la terminologie introduit par Pontius (2004 ; Aldwaik et Pontius, 2012) : « *targeted and avoided classes* ».

Tableau 5.1. Classes ciblées et classes évitées dans CLC et TerUti

Catégorie GIEC	CLC (1990-2000)	CLC (2000-2006)	TerUti 1 (1981-1989)
Artificiel	-0.4	-1.2	-2.9
Cultures	-3.5	12.7	-1.0
Forêts	-13.4	-18.1	-21.3
Zones Humides	-0.4	-0.8	-0.8
Autres Terres	-1.2	-1.5	-1.1
Prairies	18.8	8.8	25.2

Les surfaces relatives des changements mesurés sont comparées aux surfaces relatives totales des catégories. On constate ainsi que pour les zones artificielles, les zones humides et les autres terres, il y a peu d'écart entre le changement théorique et le changement mesuré. Ces catégories ne sont donc ni plus ni moins sujettes au changement que ce que leur poids initial les y expose. Les cultures et surtout les prairies, à l'inverse, apparaissent ici davantage à l'origine de conversion que dans le cas théorique.

Quelles dynamiques suivre ?

Beaucoup de travaux cherchent à suivre, comprendre et modéliser des dynamiques à des échelles beaucoup plus fines, comme la ville ou un parcellaire, en s'attachant à une dynamique en particulier. A l'inverse, d'autres travaux traitent de l'échelle continentale voire mondiale pour saisir les tendances de fond. Il est question ici des dynamiques à l'échelle nationale. Il s'agit pour nous de synthétiser des dynamiques qui jouent à des échelles spatio-temporelles différentes, sur des catégories d'occupation différentes, mais sur des espaces communs. Trois entrées possibles peuvent être dégagées pour l'étude thématique des changements :

- les mutations des terres agricoles, qui occupent la majorité du territoire et sont disponibles au changement à la fois statistiquement, physiquement (surfaces planes, défrichées, aisément convertibles), et foncièrement.

- l'artificialisation, car c'est la tendance la plus prégnante, et souvent irréversible;

- l'évolution forestière, parce que l'enjeu carbone y est le plus marqué, qu'il s'agit d'une catégorie physiquement bien identifiable, et qu'elle dispose en outre d'un suivi spécifique depuis longtemps.

Nous verrons dans les sections suivantes en quoi les caractères morphologiques d'occupation et d'utilisation de l'espace français résultent de l'accumulation et de la coexistence de ces dynamiques parfois contradictoires Si les tendances de fond sont bien connues, il y a parfois moins de certitudes quant aux dynamiques récentes : les villes se densifient et la périurbanisation ralentit ? La forêt stagne-t-elle (TerUti) ou continue-t-elle de progresser (IFN) ? Les prairies continuent-elles à régresser ? Quel est le rôle de nouveaux facteurs, mutations économiques et sociologiques majeures ? Ces questions restent souvent des défis pour les acteurs et les spécialistes des dynamiques du territoire ; et certaines sont sujettes à débat. La précision nécessaire pour trancher certaines dynamiques subtiles souligne aussi la limite des outils statistiques, lorsque ces évolutions se situent dans l'intervalle de confiance des outils de suivi. Les sections suivantes montrent que les bases de données mobilisées ont des capacités différentes à rendre compte des processus de changements.

5.2 Les mutations de l'espace agricole

L'agriculture est historiquement le facteur majeur de la formation et de la transformation des paysages français, principalement en donnant naissance à un parcellaire en grande partie à l'origine de la mosaïque actuelle d'occupation du sol (Dion, 1934 ; Lebeau, 1969 ; Deffontaines, 1994 ; Chouquer, 2000 ; Berque, 2008; Poinsot, 2008), même si, depuis environ un siècle, révolutions industrielles, urbanisation, tertiarisation, expliquent aussi une grande partie des changements à l'œuvre.

Evolution des espaces agricoles

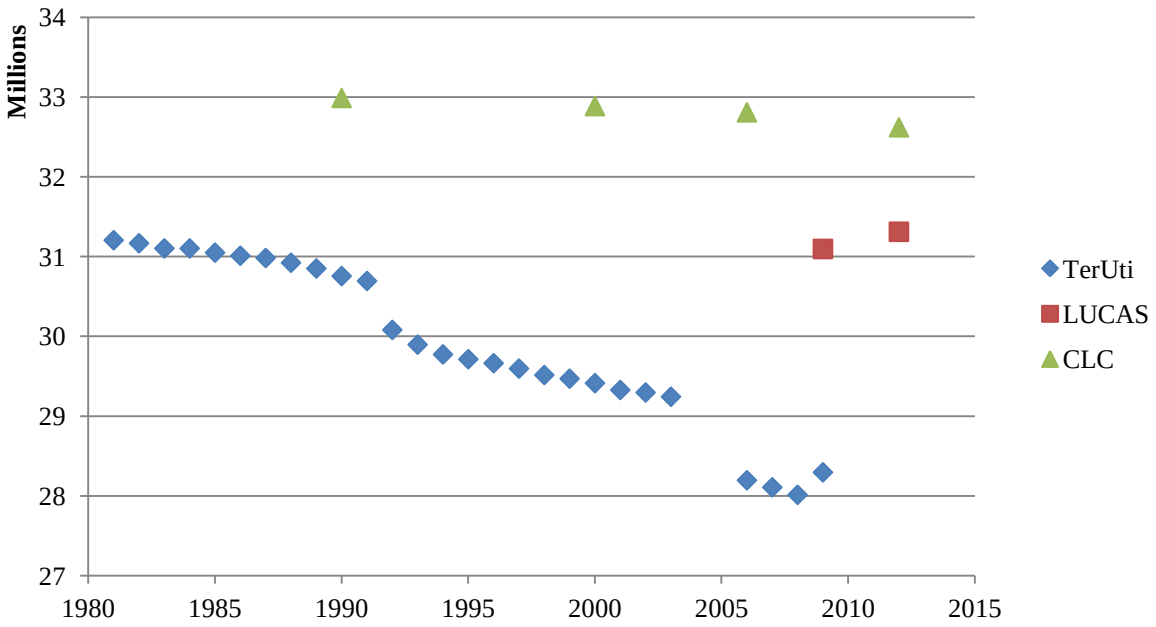
Les espaces agricoles, des espaces de changement

Les surfaces dédiées à l'agriculture sont par essence des lieux marqués par des changements d'amplitude variables : dynamiques cycliques annuelles (successions culturales), intra-annuelles (cultures intermédiaires), et interannuelles (ex : prairies de longue durée, jachère), de conversion (retournement de prairie, boisement, assèchement, gestion des haies). Les espaces agricoles sont plus à même de marquer ces changements car ils représentent près des deux tiers des surfaces totales, sont plus aisément convertibles que les forêts, les surfaces en eau et les espaces artificialisés, et ce sont des espaces moins protégés par la réglementation, proches des espaces urbains.

Une diminution nette des terres agricoles

Après une extension progressive des terres cultivées durant des siècles, l'extension spatiale de la Surface Agricole Utile a atteint un maximum au milieu du 20e siècle (34,5 millions d'ha en 1960), suivi d'une diminution d'environ 100 000 ha / an pour atteindre 28,7 millions ha en 2014) (Agreste, 2015).

Fig. 5.9. Evolution des Terres Agricoles (Cultures, Prairies).



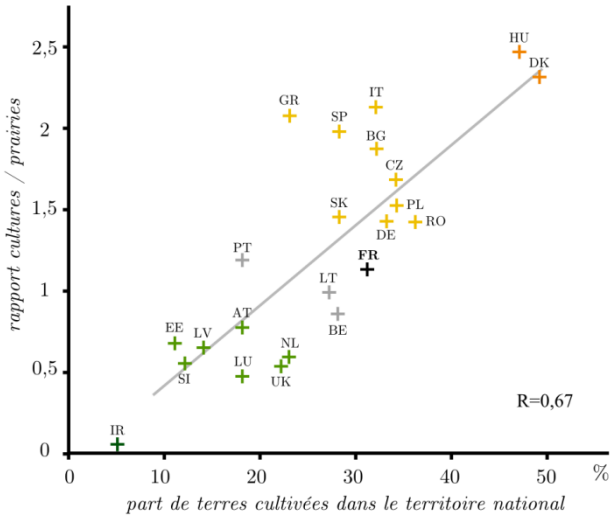
Malgré deux décrochements, en 1992 et en 2004, artefacts liés au changement de série, TerUti rend compte d'une baisse continue des surfaces agricoles, avec un regain possible à la fin des années 2000, légère reprise observée aussi par LUCAS, mais non par Corine Land Cover. Le niveau élevé des surfaces dans CLC est lié à l'effet de généralisation spatiale : des petites surfaces boisées ou artificialisées sont classées en zones agricoles. Réalisation Robert, 2016.

Cette dynamique est un trait souvent commun à plusieurs pays européens (Fjellstad & Dramstad, 1999). Derrière ce bilan net de diminution des surfaces, des dynamiques brutes sont à l'œuvre (Pointerau et Coulon, 2006) : une marginalisation, avec des cultures abandonnées, des phénomènes d'enfrichement, de boisement ; une intensification, avec une simplification du parcellaire et des rotations, une mise en culture des prairies ; et un mitage au profit de la périurbanisation, notamment sous forme de lotissements (Boinon, 2011). Ces processus se traduisent différemment dans le temps et l'espace sur la composition et la configuration de l'occupation du sol et ils n'ont pas les mêmes conséquences sur le bilan carbone.

L'association Prairies et Cultures

Les prairies et les cultures représentent une dualité centrale en agriculture (Mazoyer et Roudart, 1997), mais cette vision binaire ne permet pas de saisir une réalité plus riche. En effet, l'enregistrement de passages entre les catégories « Prairies » et « Cultures » (au sens du GIEC) agrège en fait des mouvements différenciés, des états intermédiaires, et notamment la « culture d'herbe » (de légumineuses en prairie dite artificielle ou de graminées en prairie dite temporaire) (Soltner, 2003), très différente de prairies permanentes, des alpages… De même, les prairies dites permanentes désignent des réalités agronomiques qui varient selon un gradient allant de la prairie artificielle aux landes, avec une utilisation variée du sol, une récolte intégrale, partielle ou une non récolte de la biomasse, un travail ou non du sol, une fertilisation minérale, par pâturage, etc., autant de critères qui rendent encore plus difficile la lecture sous l'angle carbone. La situation résumée par le couple prairie-cultures est donc par nature floue et ne rentre pas clairement dans le cadre de lecture du paysage par l'occupation du sol. Les différentes nomenclatures des bases de données recensées dans le chapitre 4 gèrent différemment cette difficulté. Dans certains cas, des classes généralistes mêlent les espaces agricoles (CLC, IGBP…), mais les bases plus précises (enquêtes de terrain, MOS régionaux) séparent prairies et cultures, ce qui entraîne le problème de la différenciation entre prairie temporaire et permanente.

Fig. 5.10.: La spécialisation agricole : un trait distinctif ?



D'après les données d'occupation du sol de LUCAS (2012) pour l'UE, plus les différents Etats membres ont d'importantes surfaces cultivées, plus surfaces de cultures sont supérieures à celles en prairie. Autrement dit, ce graphique permet de distinguer des pays davantage spécialisés dans les cultures (en haut) ou dans l'élevage (en bas). Les deux variables n'étant pas indépendantes, la relation linéaire n'est qu'indicative. La France, située au milieu des deux gradients, apparaît ici dans un groupe ne présentant pas un caractère distinct de spécialisation entre culture et élevage. La diversité climatique, orographique et paysagère de la France se traduit ici : à l'échelle nationale, on ne peut tirer de véritable enseignement. A des échelles plus fines, les traits sont plus marqués avec des spécialisations régionales.

Une spécialisation de l'occupation du sol agricole

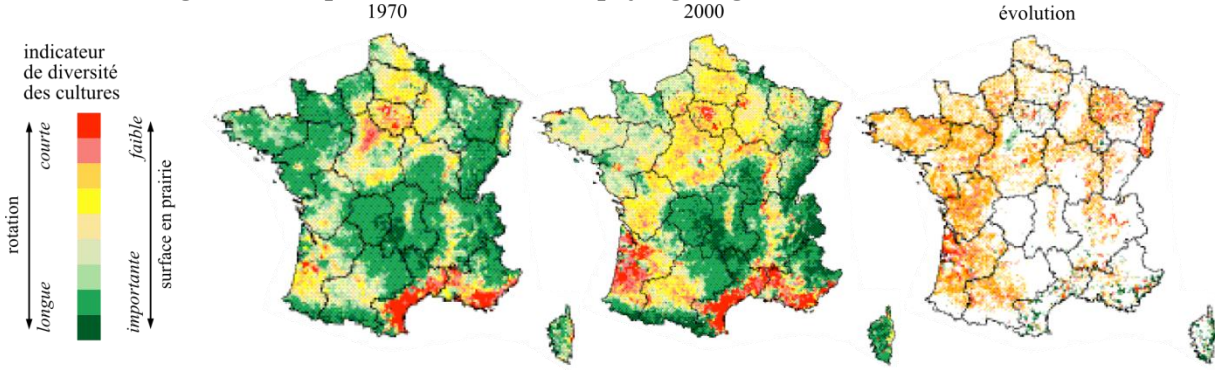
La deuxième révolution agricole, les mutations économiques et l'essor des transports ont abouti à une spécialisation de l'espace agricole, c'est-à-dire une redistribution et un regroupement des cultures, herbages, viticulture, cultures légumières et fruitières, etc. Se sont ainsi formées les régions actuelles de grandes cultures (vallées, plaines et plateaux limoneux, certaines landes calcicoles et sableuses) et d'élevage (régions plus accidentées, pluvieuses, au sol lourd ou caillouteux ; plaines argileuses de l'Ouest au climat humide, montagnes reculées, moyennes montagnes…) (Mazoyer et Roudart, 1997). Les espaces méditerranéens, marqués par la vigne et l'olivier (Angles, 2014), ainsi que les espaces de bocage, par exemple (notamment la Thiérache, le Jura, le Limousin…), sont des constructions parfois historiquement récentes et non des formes paysagères qui seraient des reliques anciennes. Les transformations récentes ne doivent pas faire oublier les transformations importantes de l'occupation du sol qui ont eu lieu pendant les siècles passés.

Dynamiques de création et de simplification des cultures

Une homogénéisation par l'intensification agricole…

Le remembrement a concerné environ 15 millions d'ha de 1945 à 1994, avec des périodes plus ou moins marquées (Husson et Marochini, 1997). A cette simplification du parcellaire répond un mouvement de simplification des rotations et une diminution des surfaces en prairies par intensification des pratiques. Pointereau et Bisault (2006) ont développé un indicateur de diversité des cultures qui permet de refléter l'augmentation de l'homogénéité de composition des exploitations et un recul de la prairie. Les travaux de l'INRA-SAD confirment cette lecture (Schott, et al. 2010). Aujourd'hui, seules 34 successions-types résument la tendance de la quasi-totalité des espaces cultivés (Jouy et Wissocq, 2011).

Fig 5.11. Une perte de diversité des paysages agricoles entre 1970 et 2000



Ces cartes montrent l'évolution de l'indicateur de diversité des cultures développé par Pointereau et Bisault (2006), prenant en compte la fréquence des rotations (d'après TerUti) et l'importance de la surface en prairie dans la SAU des exploitations (d'après le recensement agricole). Les espaces conservant une diversité culturale en 2000 et ou un maintien des prairies se concentrent surtout dans les montagnes, le pays d'Auge, l'Avesnois, le pourtour du Massif central. Les régions marquées par une simplification des paysages agricoles (monoculture et disparition des surfaces en herbe,) sont les Landes et la plaine d'Alsace ; puis les limites du Bassin parisien, l'Ouest laitier (Bretagne, Pays de la Loire, Normandie où les surfaces en prairie ont fortement régressé), la vallée de la Garonne, le Poitou-Charentes, la Lorraine. In Pointereau et Bisault (2006).

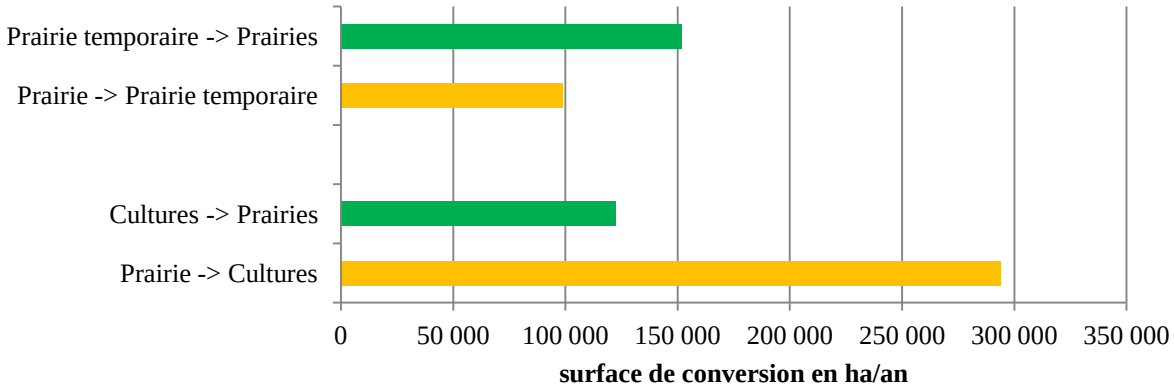
La simplification des exploitations est un phénomène généralisé : les fermes mixtes (11,1 à 5,6 millions d'ha entre 1970 et 2000) disparaissent au profit des exploitations dédiées aux grandes cultures (de 5,6 à 9,6 millions d'hectares au cours de la même période) (Pointereau et Bisault, 2006). De plus, un autre signe d'homogénéisation est l'obsolescence partielle des Régions Agricoles, découpage fixé

en 1946 en 411 zones d'agriculture homogène[1]. L'étude des types de rotations dominantes montre que ce découpage n'est plus pertinent aujourd'hui (Mari et al, 2002, 2010): les exploitations dépendent moins des conditions locales que nationales, européennes et mondiales (réglementations, marchés, débouchés…). Ce découpage reste pertinent pour distinguer des régions ayant hérité de différentes formes de parcellaires, marquant encore leur paysage actuel.

Une intensification des pratiques agricoles sous l'effet de la PAC…

Des facteurs économiques, politiques et réglementaires influent sur les systèmes de culture (assolement + succession culturale + itinéraire technique) (Houet, Gaucherel et Giboire, 2007). C'est en particulier sous l'influence de la PAC ainsi que des cours des matières premières agricoles que les cultures tendent à s'homogénéiser, entrainant la banalisation du paysage, avec, comme le montrent Pointereau et Bisault (2006) à travers l'analyse du RGA et les travaux de l'INRA-SAD (Mari al 2010 ; Schott al 2011 ; Xiao al 2014) à travers l'analyse de TerUti, certains traits caractéristiques : augmentation des céréales notamment autour de la Beauce (spécialisée dès les années 1970), développement des cultures rentables et primées, c'est-à-dire encouragées par les aides de la PAC, (blé, colza, maïs ensilage ; protéagineux dans les années 1970), au détriment des systèmes traditionnels de polyculture-élevage, diminution des cultures rustiques (avoine, seigle, triticale, orge) et des prairies. Ces dynamiques épargnent des zones de cultures à forte valeur ajoutée (ex. certains vignobles) ou, à l'inverse, certaines régions moins adaptées à l'intensification (ex. Morvan), ou d'élevage peu intensif. Il demeure des spécifications locales, certaines cultures spécifiques (pomme de terre, betterave, lin…) étant localement concentrées en fonction des variables pédoclimatiques. Les réformes successives de la PAC (1992, 2003 et 2012) visent à favoriser la bonne gestion environnementale des espaces agricoles, en prenant en compte leurs fonctions écologiques et paysagères outre leurs fonctions économiques. Ce « verdissement » n'empêche pas que la PAC reste un outil visant à piloter les marchés plutôt que d'aménagemer les territoires (Bourget, 2011), et continue de favoriser une intensification de l'usage des terres.

Fig. 5.12. Conversions interannuelles moyennes entre 2006 et 2010)



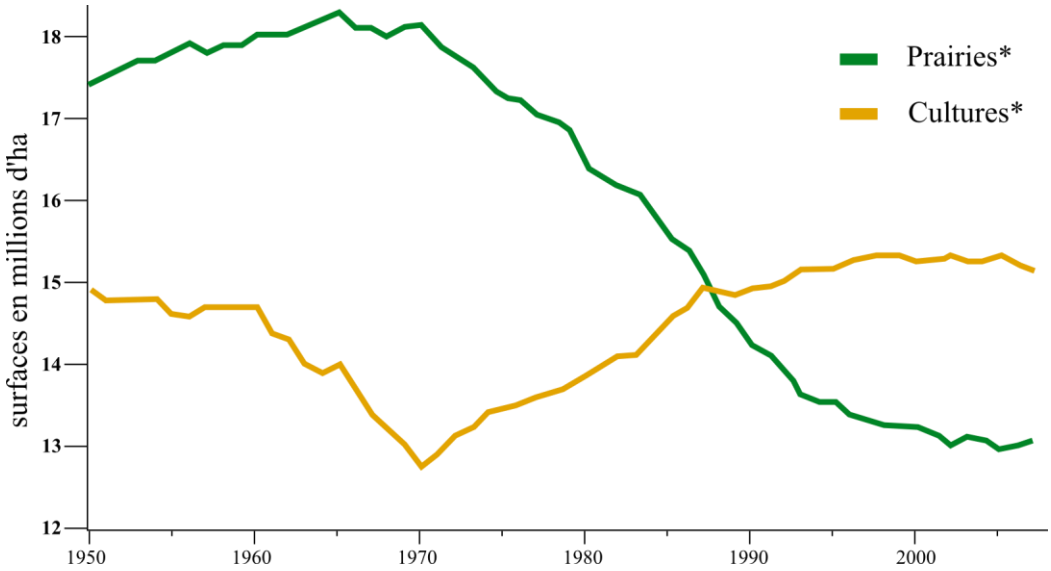
Moyennes annuelles d'après les données TerUti-3. Les flux en jaune représentent une intensification. Les conversions brutes se compensent en partie, mais conversion de prairies en cultures correspond à une dynamique nette importante. Les flux entre prairie permanente et temporaire s'expliquent aussi par l'incertitude de l'enquêteur sur la différenciation des sous-catégories de surfaces en herbe, nombreuses dans TerUti. Réalisation : Robert, 2016.

[1] http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/lesregionsagricoles.pdf

… aux dépens des prairies permanentes

Les prairies permanentes, qui constituaient au milieu du 19e siècle environ un tiers de la superficie nationale (16 millions d'ha et 22 millions avec les prairies naturelles, d'après les statistiques Agricoles de 1840), étaient déjà considérées comme menacées par le développement agricole lié à la croissance démographique (Becquerel, 1865). Les surfaces en prairie régressent entre les années 1970 et 1990 de plus de 4 millions d'ha (Pointereau et Coulon, 2006 ; Peyraud, et al. 2012). Entre 1990 et le début des années 2000 (d'après TerUti-2), elles diminuent d'environ 350 000 ha, surtout dans le Nord-Est et en Normandie (Xiao, et al. 2013). Au cours des années 2000, d'après le RPG, ces surfaces ont continué de régresser, en particulier à la fin de la période, en lien avec la PAC : mise en place de la deuxième prime herbagère agro-environnementale en 2007 soutenant les surfaces en herbe extensives ; et renforcement en 2010 des Bonnes Conditions Agro- Environnementales entrainant une limitation du retournement des prairies permanentes. Ces changements ont entrainé des biais déclaratifs dans le RPG : dans le premier cas, des prairies permanentes ont été déclarées en landes et dans le second cas en prairies temporaires afin de pouvoir les retourner (Faïq et al. 2013).

Fig 5.13. Evolution des surfaces de prairies et de cultures annuelles d'après la SAA.



A partir de la SAA, Bisault (2008) propose une analyse de la co-évolution des surfaces de cultures annuelles (« cultures » sur la figure) et des prairies permanentes et temporaires (« prairires » sur la figure). Les cultures annuelles stagnent depuis la fin des années 1990. On distingue trois périodes : 1950-1970 (hausse des surfaces en prairies, baisses de celles en cultures) ; 1970-1995 (diminution des prairies et hausse des cultures) ; 1995-2007 (stabilisation des deux). Les prairies passent de 17,3 millions d'ha en 1950 à 13,1 en 2007 ; et les cultures passent de 14,9 millions d'ha en 1950, 13,7 en 1970 et 15,1 en 2007. Les facteurs économiques expliquent ces dynamiques : stabilisation du marché intérieur dans les années 1950, puis la croissance des rendements à l'hectare expliquent la stagnation puis la baisse des surfaces de cultures annuelles, qui prend fin en 1970 avec l'essor des exportations céréalières, qui se stabilisent dans les années 1990. La substitution de l'herbe par le maïs fourrage dans les années 1970 explique la baisse continue des surfaces de prairie (Bisault, 2008).

Recul des haies et des arbres hors forêt

Le remembrement a détruit des éléments linéaires structurant le paysage mais délicats à suivre car ils relèvent davantage de la configuration paysagère et des éléments ponctuels et linéaires que de la composition, davantage de la structure du partitionnement que du contenu de la partition. Alors que ces éléments peuvent être ignorés par l'approche classique de l'occupation du sol, l'approche par processus considère leur apparition et disparition comme une dynamique à part entière. Les sources

statistiques de connaissance sur les haies et les arbres épars ont été présentées au chapitre 4, la difficulté de leur suivi et de leur définition au chapitre 3. Si l'expression « arbre hors forêt » est récente (Bellefontaine, et al. 2001), elle désigne une réalité ancienne où l'arbre est présent car il a été volontairement maintenu ou bien planté, afin de répondre à différentes fonctions dans le système agricole (Guillerme, et al. 2009). Les évolutions de l'agriculture (en particulier le remembrement) ont entrainé la perte de certaines de ces fonctions, et donc une fragilisation et un abandon de certaines formes (haies, bocage, vergers, vergers pâturés, arbres épars, systèmes agro-forestiers, systèmes sylvo-pastoraux, polyculture arborée). Les mutations des pratiques agricoles ont ainsi transformé le parcellaire, et des formes arborées structurant les trames anciennes ont disparu, laissant certaines reliques, notamment dans les territoires d'élevage en montagne et en piémont (Pointereau et Coulon, 2006 ; Guillerme, et al. 2009). Dans des zones en déprise, les accrus forestiers viennent masquer ces anciennes formes.

En termes d'évolution quantitative, le linéaire de haies est passé d'environ 2 millions de km au début du 20e siècle (Coulon, et al. 2000), à environ 1 million de km au début des années 1950, pour atteindre environ 700 000 km dans les années 1980 (avec une perte de 45 000 km/an entre 1970 et 1985 puis une perte ralentie à -15 000 km/an dans les années 1980 et 1990 d'après l'IFN) (Pointereau et Coulon 2006). En Bretagne en particulier, plusieurs études (Burel et Baudry, 1990 ; Michel, DRAAF Bretagne, 2008) ont mesuré une perte de 50 % des haies due au remembrement entre les années 1960 et 1980, puis une baisse de 12 % du linéaire de haies entre 1996 et 2008. Ce recul est confirmé par TerUti, à l'échelle de la France, qui enregistre une diminution moins forte, d'environ -14 000 ha par an pour les haies et arbres épars dans les années 1980 (série TerUti-1) à -9 000 ha par an dans les années 1990 (série TerUti-2). Si la destruction des haies s'est ralentie, les arbres épars continuent de voir leur surface se réduire ; il reste en 2004, 617 000 ha de haies et 302 000 ha d'arbres épars (Pointereau et Coulon, 2006) et en 2013, 433 000 ha de haies (d'après TerUti). Des haies sont préservées à certains endroits, mais avec une autre logique (fonction paysagère, écologique). Un mouvement de conservation, de restauration et de re-création de tels espaces à valeur patrimoniale est néanmoins enclenché (Coulon, et al. 2003), dans le cadre de la gestion locale de l'espace rural, ou d'opérations nationales de labellisation[1] (Laurens, 1997).

Dynamiques de disparition des terres agricoles

Enfrichement, abandon de terres, accrus forestiers

La friche agricole correspond à un état transitoire (Bertin, 1992), qui ne correspond pas à une catégorie mais plutôt à un état intermédiaire entre deux catégories, entre une occupation agricole et une occupation herbacée et/ou ligneuse (voir chapitre 3) : ce n'est pas une jachère. Dérioz (1999) évoque une « *définition introuvable* ». En ce sens, l'approche par processus s'applique particulièrement bien à l'enfrichement, recouvrant des réalités physionomiques et des interprétations diverses. Généralement, l'enfrichement est enclenché, après un éventuel temps de latence, par un phénomène de déprise, soit, selon Baudry (1991) la « *perception d'un processus de réduction de l'emprise de l'activité agricole sur l'espace, sans apparition d'usages alternatifs* ». La friche en question ne correspond pas à un espace marqué par un usage extensif, évoquant le *saltus*, mais relève plutôt de l'abandon partiel ou total, voire du non-usage (Fottorino, 1989). Sur ces terres, en fonction du contexte (conditions pédo-climatiques, pente, distance aux semenciers), une colonisation par des espèces ligneuses s'est souvent produite. Ces accrus ont pu entrainer, à terme, un reboisement spontané (Dérioz, 1999 ; Prevosto, 2011) et participent donc plutôt à l'homogénéisation de l'occupation du sol. Ce mouvement est particulièrement marqué avec le recul de l'usage agro-pastoral, notamment en montagne (Mottet, et al. 2006 ; Cohen, et al. 2011) et des paysages ouverts se ferment comme notamment les pelouses sèches calcicoles (Cohen et Hotyat, 1995 ; Mathieu, et al. 1996 ;

[1] Par exemple dans le cadre du Plan d'action en faveur de la protection et de la reconquête des paysages de 1992.

Cohen et Alexandre, 1997 ; Cohen, et al. 1998 ; Friedberg, Cohen et Mathieu, 2000). Des politiques territoriales ont été mises en place pour contrer cette dynamique, notamment des aides à la reprise d'activité d'élevage. Cela se traduit dans les données d'occupation du sol dans l'exemple du Causse Méjan par des séquences de transition particulières, marquées par la réversibilité ou l'irréversibilité (paysage ouvert→ fermeture→ réouverture : reboisement contré ; ou bien paysage ouvert→fermeture→réouverture→fermeture : transition inéluctable). Comme partout, il y a une tendance de fond et des mouvements particuliers qui peuvent aller contre la tendance, rendant plus délicat le suivi car les dynamiques ne sont pas uniformes et homogènes dans le temps et dans l'espace.

Un exemple d'analyse faussée des données d'occupation du sol et du besoin d'expertise

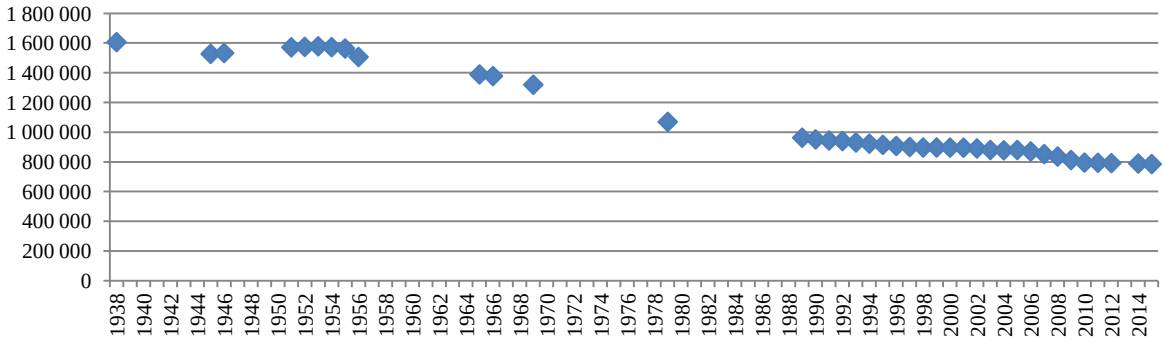
La catégorie « friche » ne progresse pas : elle diminue même – et C. Laurent (1984 ; 1992) a montré une extension des terres labourées et non un abandon massif. Le caractère transitoire de la friche ne doit pas amener à conclure à une faiblesse de cette dynamique. Au contraire, moins la friche reste identifiée comme telle, moins l'usage agricole est rémanent et plus l'abandon est caractérisé. Les nouvelles surfaces en friche sont à peu près également compensées par les friches qui ne sont plus identifiées comme telles (environ 45 000 ha / an dans les années 1980) (Bertin, 1992). L'évolution de l'économie et de la société a entrainé la « *fin des paysans* » (Mendras, 1967) et donc, pour certains, du paysage (Boismenu, 2004). De nombreuses analyses, dans les années 1980, (Le Boterff, 1988 ; Carignon, 1986 ; Lefeuvre, 1987 ; Fottorino, 1989 ; Comolet, 1989 ; Moati, 1989) lisaient dans l'évolution générale de l'occupation du sol en France un large mouvement de désertification des campagnes, d'abandon des terres agricoles qui s'enfrichaient et se boisaient, au point de prévoir l'abandon de plusieurs millions d'ha de la SAU d'ici les années 2000 (de 4 à 12 millions) (Pointereau et Coulon, 2009). L'interprétation qui en était faite imputait le recul de la Surface Agricole Utile (SAU) à l'enfrichement et au boisement des terres abandonnées. Or l'extension forestière (environ 32 000 ha / an dans les années 1990 et 2000 d'après TerUti) s'est produite sur des landes issues d'abandons remontant au 19e siècle (terres difficiles, non mécanisables) et non récents (limité à moins de 8 000 ha / an d'après TerUti). Ce travail de déconstruction de l'analyse catastrophiste de l'enfrichement a été poursuivi par Schnitzler et Genot (2012) sur les origines et les formes de la déprise rurale, qui passe d'un état de ruralité à la *féralité* (nature spontanée). De plus, la dynamique nette à l'échelle nationale masque les régions où la SAU s'est étendue (Champagne-Ardenne, les Landes ou le Pays basque) ; ainsi que la raison principale de la perte de terres agricoles : l'artificialisation. « *Ces erreurs d'analyse peuvent en partie être imputées à la complexité du phénomène des changements d'usage des sols et à la difficulté d'accéder et de traiter les données statistiques existantes. La première erreur* (…) *a été de se limiter aux balances nettes qui cachent en fait d'importants flux contraires de gain et d'abandon de terres agricoles qui peuvent s'opérer simultanément au sein même d'un département* » (Pointereau et Coulon, 2009 p. 112).

L'évolution du vignoble

La géographie de la vigne hérite d'abord de la crise du phylloxéra, dans la seconde moitié du 19e siècle, qui, après le maximum atteint dans les années 1860, marque le déclin généralisé des surfaces (sauf en Champagne, Côte d'Or et Alsace), suivi des replantations de vignobles secondaires pour du vin de table (notamment dans les plaines du Midi) au début du 20e siècle. La crise de la filière du vin[1] entraine ensuite une dynamique de régression de la plupart des surfaces de ce vignoble secondaire, sauf dans les zones de vignoble à forte valeur ajoutée (Bordelais, Alsace, Champagne…) (Grégoire et Litaudon-Jouve, 2004).

[1] Régression de la demande de vins de table en France, extension de la concurrence, insertion dans le marché international, spécialisation régionale (régression du vignoble dans les régions orientées vers d'autres profils économiques), (Arnal, 2015).

Fig. 5.14. Evolution des surfaces de vignobles en France (en ha).



Sources : Données de la SAA et du RGA. On note une diminution de moitié des surfaces présentes au début du 20e siècle (Legouy, 2014).

En réponse à cette crise, une mesure européenne (la Prime à l'Abandon Définitif), mise en place entre 1980 et 2011, s'est traduite par un arrachage important des vignes, particulièrement marqué, en France, dans le Languedoc : les surfaces de vignobles de l'Hérault sont passées de 162 000 ha en 1974 à 92 000 ha en 2012, converties majoritairement en friches (51 %), mais aussi de nouveau en vignes (19 %), en autres cultures (25 %), ou en zone artificielle (5 %) (Arnal et al, 2013).

Des terres accessibles consommées par l'urbanisation

Les terres agricoles en zone périurbaine sont morcelées par l'étalement urbain, ce mouvement étant favorisé par leur proximité à la ville et par les opérations foncières (Boinon, 2011). Ce sont par ailleurs les sols de bonne qualité, et notamment ceux aux forts taux de matière organique, qui sont ainsi consommés, tant en France (Slak et al., 2003) que dans le monde avec une perte estimée à environ 100 000 km² par an sur l'ensemble du globe (Sundquist, et al., 2000).

Les dynamiques agro-écologiques récentes ont-elles un impact sur l'évolution du paysage ?

Les dynamiques de l'agriculture ne vont pas toutes dans le sens d'une simplification du parcellaire, avec le développement de nouvelles pratiques : le développement de pratiques dites environnementales, le retour de certaines exploitations d'élevage extensif, et les mesures environnementales de la PAC (Bourget, 2011) qui entraînent le maintien et la re-création d'infrastructures agro-écologiques ponctuelles et linéaires (arbres isolés en champ, haies, bandes enherbées, etc.), voire surfaciques (reboisement, prairies extensives). De même, si l'agriculture en zone urbaine a fortement reculé, se limitant au maraichage, l'agriculture en zone périurbaine parvient à se maintenir (perte de 3% de ses surfaces seulement entre 1988 et 2000) (SCEES, 2002), notamment en raison d'opérations locales de maintien d'une agriculture de proximité, de certaines dispositions réglementaires (PAEN…) et de l'évolution de la demande des consommateurs urbains (Chatzimpiros et Barles, 2010).

Les processus à l'œuvre et leur échelle

Echelle spatio-temporelle des espaces agricoles

Les processus à l'œuvre dans les espaces agricoles se structurent premièrement autour des formes du parcellaire, des structures agraires (Lebeau, 1969) qui rendent possibles ou non, aisées ou non, certaines conversions ou modifications de l'occupation du sol. Ainsi, la taille de ces formes de partitionnement détermine en partie l'échelle spatiale des changements. Les termes décrivant ces unités spatiales sont cependant utilisés de manière floue : le **champ** désigne un terrain, d'un seul tenant, pour une même production agricole, cette unité d'action déterminant son échelle temporelle limitée ; la **pièce** (ou, plus récemment, l'**îlot**), plus stable dans le temps, n'évolue que lors de divisions et remembrements ; la **parcelle** désigne soit, à l'origine, une surface encore plus petite à l'intérieur d'une pièce ; ou bien une unité cadastrale possédée ou exploitée par une même personne. Aujourd'hui, ces différents termes sont souvent employés les uns à la place des autres (Morlon, 2012). La mise en place de la PAC a depuis fixé une définition précise de l'îlot cultural (voir chap.4). Un deuxième élément structurant les processus est le type de séparation entre ces unités spatiales, et donc la place de l'arbre, de l'herbe, dessinant des formes ouvertes (openfield) ou closes (bocages). Ces éléments dépendent de facteurs historiques économiques, sociaux, de la structure foncière, du contexte spatial (Dion, 1934 ; Mazoyer et Roudart, 1997). Les mêmes changements, selon qu'ils interviennent dans ces types de paysage, auront un impact différencié sur l'occupation du sol. Si la modélisation économique des conversions des espaces agricoles est un exercice classique, en revanche, les processus subtils qu'ils engendrent localement sont plus complexes et difficiles à suivre (Burel et Baudry, 1999).

Les rotations culturales intégrant les prairies temporaires

Les différents types de rotations culturales font intervenir, à des rythmes divers, les surfaces en herbe. L'approche de l'occupation du sol peine à saisir ces changements cycliques et à interpréter ces dynamiques. Les confusions entre prairies permanentes et temporaires ont déjà été soulignées dans des bases de données comme TerUti (chap. 3 et 4). Ainsi, une alternance de cultures et de prairies temporaires d'une à quelques années ne constitue pas, dans l'inventaire UTCATF, de changement entre les catégories GIEC « Prairies » et « Cultures », mais bien des modifications internes à la catégorie « Cultures ». Or, il apparait que des prairies dites « temporaires » s'avèrent finalement durables. La durée de cinq ans maximale a été fixée par convention dans différents documents de référence, durée liée à la longévité des espèces dominant la composition floristique de la prairie (Manuels des enquêteurs TerUti) : à partir de six ans, la prairie devient permanente. La durée de 5 ans correspond bien à la plupart des durées maximales de conduite en prairie temporaire pour la plupart des espèces : 1 à 3 ans (ray-grass d'Italie, trèfle violet, ray-grass hybride), 3 à 4 ans (ray-grass anglais, luzerne), 4 ans et plus (trèfle blanc…) (Moule, 1971), et les référentiels agronomiques parlent d'une « durée variable de 1 à 5-6 ans » (Soltner, 2005). Or, cette durée peut en réalité atteindre 8 ans pour le dactyle, 10 ans pour la fétuque élevée (d'après le GNIS cité par Soltner, 2005). Dès lors, comment justifier le retraitement systématique des prairies temporaires de plus de 5 ans en prairies permanentes dans les données TerUti par le Citepa (voir annexe 2) ?

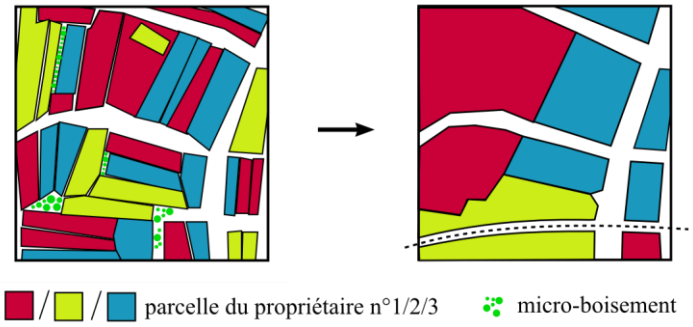
Intensification : mise en culture des prairies permanentes

Le processus de retournement des prairies permanentes, à l'inverse, constitue un véritable processus de changement d'occupation du sol. La mise en culture d'une prairie suppose un retournement du sol et l'intégration de la parcelle en herbe au sein des autres surfaces cultivées, soit en tant que nouveau champ, soit pour fusionner avec un champ cultivé existant, notamment à l'occasion d'un remembrement ou d'un changement d'activité (ex. abandon de l'élevage, changement du mode d'alimentation du bétail avec baisse diminution du pâturage et hausse des tourteaux de soja et colza).

Simplification du parcellaire

Agrandir les parcelles par fusion est l'objectif des remembrements (Morlon, 2012). Ces fusions foncières se traduisent physiquement par la destruction de limites physiques (haie, fossé...), un arasement des talus et des pentes trop fortes, et la disparition d'espaces intermédiaires de micro-boisements, de zones humides, de prairies dédiées à l'élevage extensif (Mazoyer et Roudart, 1997). Ces processus ont lieu aussi en dehors des opérations de remembrement.

Fig. 5.15 Le processus spatial de remembrement

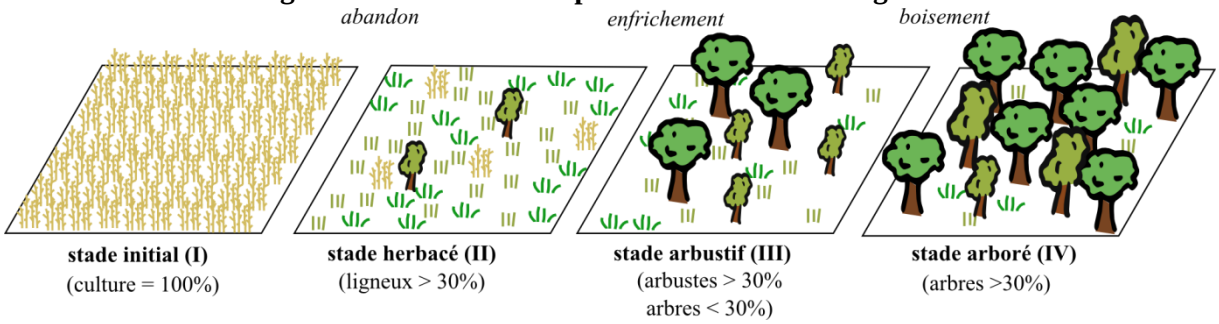


Chaque couleur correspond à un propriétaire. Les parcelles sont agrandies, simplifiées, entrainant la disparition d'éléments linéaires séparant les anciennes parcelles (haies, bandes enherbées, talus, fossés) et de micro-boisements dans les espaces résiduels désormais effacés par la rationalisation du plan d'occupation du sol. La reconfiguration permet également de mieux prendre en compte les opérations d'aménagement (ici, simplification du tracé des routes et création d'une nouvelle infrastructure en pointillés).

Enfrichement, boisement

Le processus de reboisement progressif des friches agricoles a pour échelle spatiale l'ensemble de la parcelle abandonnée, voire plusieurs en cas d'abandon d'une exploitation. Le rôle du voisinage (distance au semencier) est particulièrement prégnant dans ce processus, notamment lorsque les accrus forestiers se diffusent à partir d'une lisière (Poinsot, 1997) ; mais la reconquête forestière dépend aussi des conditions locales, de l'historique des terres, du relief (Lepart, Dervieux et Debussche, 1996 ; Poinsot, 1997). L'échelle temporelle dépend principalement du phénomène de succession végétale (voir fig. 5.16). D'après Bertin (1992), en moyenne, une friche, dans les années 1980, dure 9 ans. Cette durée est en fait calculée à partir des données TerUti-1. Or, cette série dure une dizaine d'année, ce qui introduit un biais : si la série avait duré plus longtemps, cette moyenne eut-elle été plus élevée ? L'apparition progressive spontanée d'accrus forestiers sur des parcelles jamais boisées depuis des décennies ou des siècles (boisements) ou qui furent déboisées dans les dernières décennies (reboisement) est un processus issu de la non-gestion : il ne fait par conséquent pas l'objet d'enregistrement administratif mais reste un phénomène bien étudié (Rameau, 1999). La reconquête forestière sur sol anciennement cultivé, à proximité de semenciers, peut-être rapide : une couverture complète par le chêne pédonculé a été observée après 10 ans seulement par colonisation frontale à partir d'une haie (Gauberville et Michel, 1999). Généralement, le stade de reboisement est atteint après abandon au bout de 20 à 40 ans (voir fig. 5.16), en fonction de multiples paramètres biophysiques, climatiques, du terrain, du type d'essences… (Prevosto, 2011). Selon Dérioz (1999), les transferts landes-forêts, évalués par l'enquête Teruti à 84 000 ha par an sur les années 1992 à 1997, seraient fort probablement et essentiellement des boisements spontanés. Les accrus forestiers ont progressé sur des terres agricoles de montagne, plus précisément sur des prairies consacrées auparavant à l'élevage de montagne (Dérioz, 1999 ; Curt et al, 2004 ; Sitzia et al., 2010).

Fig.5.16 Les successions après abandon de terre agricole



Prevosto (2011) a mené une méta-analyse de sites européens ayant divers historiques d'enfrichement. Leurs trajectoires convergent : le stade II est atteint au bout de 3 à 18 ans, le stade III après 10 à 30 ans, et le stade IV après 20, 30, 40 ans.

Plus généralement, faut-il interpréter ce type d'état transitoire (à l'instar des chantiers) comme un changement à part entière ou bien est-ce juste une étape intermédiaire entre les états initial et final d'occupation du sol, auquel cas la résolution temporelle trop fine oblige à tort à identifier et figer cet entre-deux ?

Les processus agro-écologiques

A l'occasion de l'évolution des pratiques agricoles, du développement de l'agro-écologie et du déploiement d'incitations (aides, PAC…), les paysages agricoles connaissent de nouvelles transformations, à rebours de la simplification et de la banalisation à l'œuvre depuis plusieurs décennies. Néanmoins, ces pratiques restent encore rares et peu documentées, même si les informations déclarées par les exploitants pour bénéficier des aides de la PAC incluent désormais les surfaces enherbées, les haies, etc. La remise en place de bandes enherbées, d'arbres, de jachères de longue durée, etc. ainsi que le maintien des prairies peu productives tendrait à terme complexifier de nouveau le parcellaire cultural.

5.3 L'évolution des forêts

La superficie boisée en général a connu une progression, notamment du fait de l'évolution de la superficie forestière qui s'est reconstituée depuis environ deux siècles. Cette « transition forestière » est aujourd'hui moins marquée. Les caractéristiques structurelles et morphologiques de la forêt ainsi que ses évolutions récentes tendent à confirmer la difficulté du suivi contemporain de l'occupation du sol boisé. Les dynamiques et les formes de ces espaces restent contrastées entre les différentes régions. Même si la forêt reflète des conditions pédoclimatiques naturelles, elle est surtout le résultat de facteurs anthropiques cumulés depuis plusieurs siècles. Il sera surtout question de défrichement, c'est-à-dire de conversion durable (voire définitive) en espace ouvert, et non pas de coupes à blanc (opérations sylvicoles), par exemple.

Evolution générale

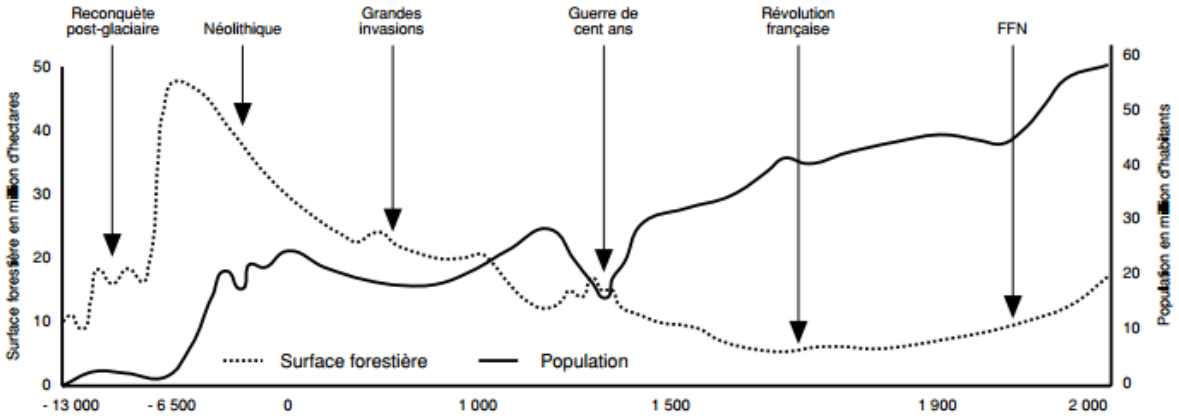
Une longue régression jusqu'au 18e siècle

D'après les archives palynologiques, la superficie forestière a régressé depuis le maximum forestier où la majeure partie du territoire était boisée, autour de - 7000 à - 5000 avant J-C., une fois la dernière reconquête post-glaciaire achevée (Huntley et Birks, 1983), jusqu'à atteindre son niveau minimal à la fin du 18e siècle, avant de progresser de nouveau jusqu'à nos jours. La première étape de diminution progressive de ces surfaces, qui passent d'environ 45 millions d'ha durant l'optimum atlantique[1] à environ 8 millions d'ha au 18e siècle (Arnould, et al. 1995), est marquée par des discontinuités. Les déforestations sont principalement liées au besoin d'espace pour l'agriculture et les établissements ainsi qu'à l'utilisation du bois comme source d'énergie et comme matériau (Kaplan, et al. 2009). L'évolution de la démographie, des techniques agricoles, des formes d'élevage, des sources d'énergie, des conditions climatiques, des modes d'administration territoriale (cadastre…) et des choix politiques (ex : ordonnance de Colbert de 1669) expliquent l'alternance de périodes de défrichements plus ou moins intenses (de 30 000 à 40 000 ha / an au Moyen-âge) et de courtes périodes de reconquête forestière (guerres, épidémies, famines) (Gaudin, 1996 ; Dodane, 2009). On estime qu'en Europe, il y a 1 500 ans, 80% des terres étaient couvertes de forêts et de marais, et qu'environ la moitié de ces forêts ont été défrichées au cours des 800 années qui ont suivi (Williams, 2003). Ainsi, un paysage largement ouvert[2] et dominé par l'agriculture et l'habitat dispersé s'est progressivement constitué, favorisé par la mise en place d'un réseau d'infrastructures dense, entamé dès le 18e sicèle (verdier et Bretagnolle, 2007). Les difficultés climatiques et économiques ainsi que le nouveau partage engendré par la Révolution ont entrainé le défrichement de forêts jusqu'ici épargnées, notamment en montagne.

[1] de –7500 à -3800 ; période de réchauffement climatique ayant permis l'extension des forêts feuillus en Europe, correspondant peu ou prou au Néolithique

[2] Il nefaut pas se fier au mythe de la « Gaule chevelue » (Chouquer, 1991).

Fig. 5.17 Evolution de la surface forestière en France depuis 15000 ans



Source : Gaudin (1996), graphique mettant en relation la population en million d'habitants et les surfaces forestière en million d'ha, selon une échelle temporelle visant à mettre en avant les grands phénomènes. Les estimations pour les périodes pré-médiévales restent grossières. Les surfaces forestières sont, pendant les époques préindustrielles, corrélées à l'évolution démographique. Les périodes de creux démographiques (invasions, guerres, épidémies) correspondent en effet à des périodes de relâchement de la pression sur la forêt.

Un tournant : défrichements et crise environnementale

Les défrichements importants du 18e siècle sont à l'origine d'une crise environnementale : érosion, inondations en aval, coulées de boues... Les instances politiques et administratives décident alors de lancer une série de politiques de reboisement (principalement de résineux), notamment en promulguant en 1827 le Code forestier et plus tardivement (1860, 1864 et 1882) le reboisement de terrains en montagne (RTM) (Crécy, 1988). Les plantations marquent le début d'une période de progression forestière mais s'inscrivent aussi dans d'autres logiques plus structurelles (urbanisation et déprise agricole ; forêt privée, fragmentée, peu gérée ; substitution du bois-énergie par le charbon et le pétrole, du bois matériau par l'acier, les métaux ; déclin du système agro-sylvo pastoral ; diminution de l'élevage en montagne). Cependant cette politique de reboisement actif reste encore présente dans l'imaginaire sur le suivi de l'occupation du sol, avec la prépondérance dans les discours associés de l'importance de la forêt, idée renforcée par le poids donné à la lutte contre la déforestation dans le monde (Brédif, 2008).

La création de grands massifs redessine la géographie forestière

Les opérations de reboisement ont profondément modifié la carte de l'occupation du sol de la France et ont fait émerger de nouvelles régions forestières : landes de Gascogne[1] à la fin du 19e siècle, Provence, Monts Ventoux et Aigoual (par le RTM), Massif central, Préalpes, Pyrénées, Jura, Vosges, Sologne, Corse centrale, Montagne bourguignonne, Plateau de Langres, Morvan (par le Fonds Forestier National). Au total, près de 40% des forêts actuelles (7 millions d'ha) sont ainsi issues ou partiellement issues de cette politique (Dodane, 2009).

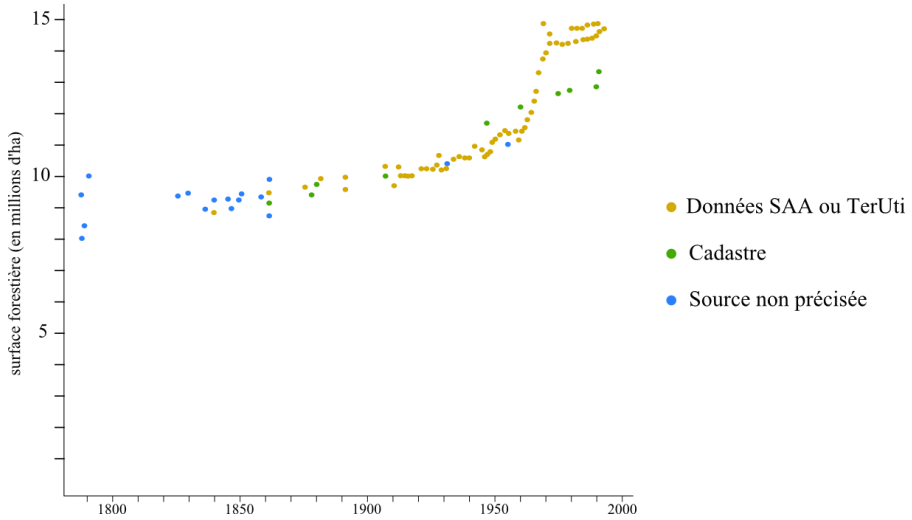
Un exemple de transition forestière

La transition forestière, c'est-à-dire la fin de la corrélation entre augmentation démographique et diminution des surfaces boisées (Mather, Fairbairn et Needle, 1999), est un phénomène d'ampleur mondiale (Pagnutti, et al. 2013), marqué en Europe (FAO, 2011). L'analyse des cartes de Cassini permet de situer les noyaux de forêts anciennes à partir desquels la forêt a pu progresser, sur des espaces dont l'usage antérieur a été délaissé (zones de montagnes, terres peu rentables, peu accessibles, friches, espaces enclavés au sein d'un massif forestier). Les forêts actuelles sont donc en majorité

[1] Devenues depuis la forêt des Landes, plus grande forêt artificielle d'Europe (Dodane, 2009).

secondaires, avec une continuité de l'état boisé depuis : 8000 ans (forêts millénaires, très rares), 2000 ans (forêts gallo-romaines), 600 ans (forêts médiévales), 150 ans (« forêts anciennes ») (Cateau, et al, 2015). La surface boisée de la France était comprise entre 8,9 et 9,5 millions d'hectares en 1830, elle a quasiment doublé depuis le début de l'ère industrielle, (dont une augmentation de 5 millions d'ha depuis 1945) (Derioz, 1999 ; Dodane, 2009). Alors que l'artificialisation est une préoccupation politique, il est à noter que ce reboisement est beaucoup moins présent dans le débat public.

Fig. 5.18. Surfaces des bois et forêts en France (hors peupleraies), 1780-1995



Source : compilation de Cinotti, 1996. L'auteur a choisi un périmètre « bois et forêts hors peupleraies », c'est-à-dire de prendre en compte les espaces boisés même inférieurs à un seuil définitionnel de la forêt. Les classes exactes prises en comptes dans chaque source, ainsi que la iste complète des données mobilisées ne sont pas renseignées. Ce graphique permet néanmoins de replacer les surfaces estimées par les données récentes que nous avons collecté au sein d'une tendance historique à plus long terme. On distingue trois périodes ayant trois dynamiques de boisement distinctes : de la fin du 18^{e} à 1950, la surface boisée passe d'environ 9 millions d'ha à 11 millions en près de deux siècles, avec un rythme constant d'environ 10 000 ha/an(marquée par une courbe quasi linéaire) ; de 1950 à 1970 a lieu une augmentation est bien plus rapide d'environ 15 000 ha/an (courbe quasi exponentielle), de 11 à 14 millions d'ha en 20 ans seulement ; enfin, depuis 1970, le rythme redevient comparable à la première période. On note en premier lieu une cohérence des sources quant à la restitution de la dynamique nette d'expansion forestière. On note un désaccord quant à l'accéleration du rythme en deuxième période entre le cadastre (augmentation plus régulière) et les autres sources (augmentation franche). L'évolution des systèmes de suivi et l'amélioration de leur précision pourrait être à l'origine d'une sous-estimation des surfaces (notamment des bois hors forêt) avant 1950. En effet, la seconde moitié du 20^{e} siècle voit le déploiement de méthodes d'estimation des surfaces plus fiables, via l'usage des photographies aériennes notamment et le recours à des enquêtes plus systématiques comme TerUti.

Enfermement forestier

L'importance des accrus forestiers dans certaines régions de déprise agricole, et l'arrêt de certaines pratiques limitant l'expansion des ligneux (élevage, entretien de murets de pierre fixant la limite de la forêt) a entraîné l'apparition d'une perception négative du boisement, qu'il soit spontané ou bien issu de plantation, en particulier lorsqu'il s'agit de résineux, surtout du fait d'un effet paysager d'« enfermement forestier » (Labrue, 2009). Plusieurs communes déboisent ainsi des parcelles pour le paysage, le tourisme, afin de préserver des points de vue, des parcelles ouvertes, conformément à leur plan d'action paysager (Le Floch, Devannes et Deffontaines, 2005). De manière générale, les enjeux

patrimoniaux, écologiques et de gestion liés par la question de savoir si un paysage doit être ouvert ou fermé soulèvent de nombreux débats (Friedberg, et al. 2000).

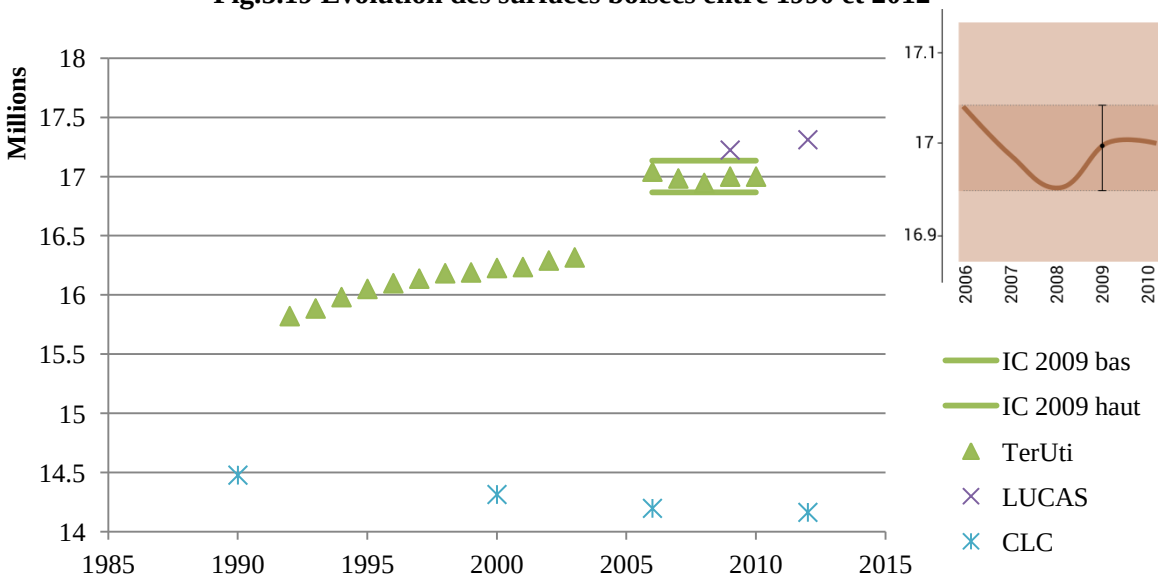
Une gestion incohérente et éparse

Une analyse récente menée dans plusieurs pays d'Europe occidentale a permis de conclure que, malgré l'importance de la coordination entre la planification forestière et celle des autres secteurs, les plans étaient peu cohérents les uns avec les autres dans tous les pays étudiés (Cullotta et al, 2014). Une approche à l'échelle du paysage permet en revanche une gestion intégrée considérant la multifonctionnalité des forêts (FAO, 2016).

La période récente : la fin des certitudes ?

Depuis les quarante dernières années, la poursuite de la progression forestière est moins marquée. Entre 1980 et 2010, cette hausse est de 0,6 % par an (87 000 ha) selon l'IFN, et de 0,3 % par an (53 000 ha) selon TerUti. Les valeurs d'évolution des années 2000 sont particulièrement incertaines, car la surface forestière semble en stagnation nette. Selon TerUti, la surface boisée semble même enregistrer une légère baisse, perdant environ 14 0000 ha par an depuis le milieu des années 2000 (Dereix, et al. 2011). Pour cette période, les marges d'incertitude liées aux protocoles d'acquisition des données sur la forêt sont en fait plus importantes que les variations enregistrées dans les années récentes. Selon l'IFN, qui fournit des estimations sur la période 2005-2009, « *l'incertitude statistique associée à ces estimations, ainsi que les redressements dont elles ont fait l'objet, ne permettent pas d'utiliser ces estimations annuelles pour produire une information statistiquement fiable concernant l'évolution réelle de la surface de forêt entre 2005 et 2009* » (Dereix, et al. 2011, p.26). Pour les producteurs de TerUti, on ne peut non plus estimer avec certitude le mouvement récent de la forêt car la marge d'erreur est supérieure aux variations enregistrées : la dynamique est statistiquement non significative (Morel et Jean, 2010).

Fig.5.19 Evolution des surfaces boisées entre 1990 et 2012



Evolution de la superficie forestière d'après les séries TerUti-2 et TerUti-3. En médaillon : en clair : l'intervalle de confiance de 2009. En sombre : l'amplitude des valeurs estimées entre 2006 et 2010. Les données ne s'accordent pas sur une tendance claire pour les années 2000 : stagnation pour TerUti, hausse pour LUCAS, baisse pour CLC.

Comme le montre le graphique ci-dessous, l'évolution depuis les années 2000 est difficile à intégrer au sein d'une tendance claire. Les valeurs de la période 2006-2010 sont comprises au sein de l'intervalle de confiance de 2009. Il faut attendre de nouvelles mesures pour confirmer cette stagnation ou bien enregistrer une hausse ou une baisse significative. « *Des responsables de l'IFN* (…) *estiment quant à eux que la forêt continue de progresser et à un rythme du même ordre que celui des années antérieures. Leur analyse s'appuie sur le fait que la progression de la forêt dans la durée s'explique essentiellement par le boisement spontané d'anciennes terres agricoles et que le phénomène ne pourra s'arrêter que si le réservoir de terres en déprise venait à être épuisé, ce qui ne leur semble pas être le cas* » (Dereix, et al. 2011, p.19). Cela confirme l'intérêt de mieux faire le lien entre les processus, en l'occurrence entre les friches et le boisement.

Les processus à l'œuvre et leur échelle

Fonctionnement général

L'échelle spatiale des processus liés aux espaces boisés dépend de l'unité de référence : est-ce l'arbre, le groupement d'arbres, le bosquet, la parcelle forestière (cf. chap. 3) ? La structure spatiale éparse de la forêt française actuelle, et, de plus, son statut majoritairement privé (l'ONF gère seulement 25% de la surface boisée totale (source : ONF)) ont un impact sur les formes de l'évolution de ces surfaces, en favorisant des changements multiples à échelle fine. Enfin, l'échelle temporelle de suivi est-elle compatible avec l'échelle longue de la croissance de la biomasse ligneuse et celle des cycles sylvicoles ?

Les cycles d'exploitation sylvicole

Les cycles d'exploitation sylvicole constituent des modifications mais non des conversions de l'occupation du sol. Néanmoins, ces modifications sont plus ou moins bien perçues par les systèmes d'observation, d'autant plus que de nombreuses nomenclatures ne prévoient pas clairement ce cas. La méfiance du grand public face aux coupes forestières et face à une gestion économique de la forêt influence les gestionnaires des forêts publiques. « *force est de constater que l'acte consistant à prélever du bois en forêt est aujourd'hui plus questionné que par le passé* »[1]. Ces prélèvements ne constituent pas un changement d'affectation des terres (forêt restant forêt, temporairement déboisée) même si cet état temporaire peut être détecté à tort comme un changement par certaines bases de données, mais cela montre *a fortiori* un facteur limitant les conversions de la forêt vers d'autres occupations. D'après Barthod et al, 1999, il y a six fois plus coupes (90 000ha/an) que de défrichements (15 000ha/an) au cours de la période 1978-1986.

Défrichement, déboisement, déforestation, essartage

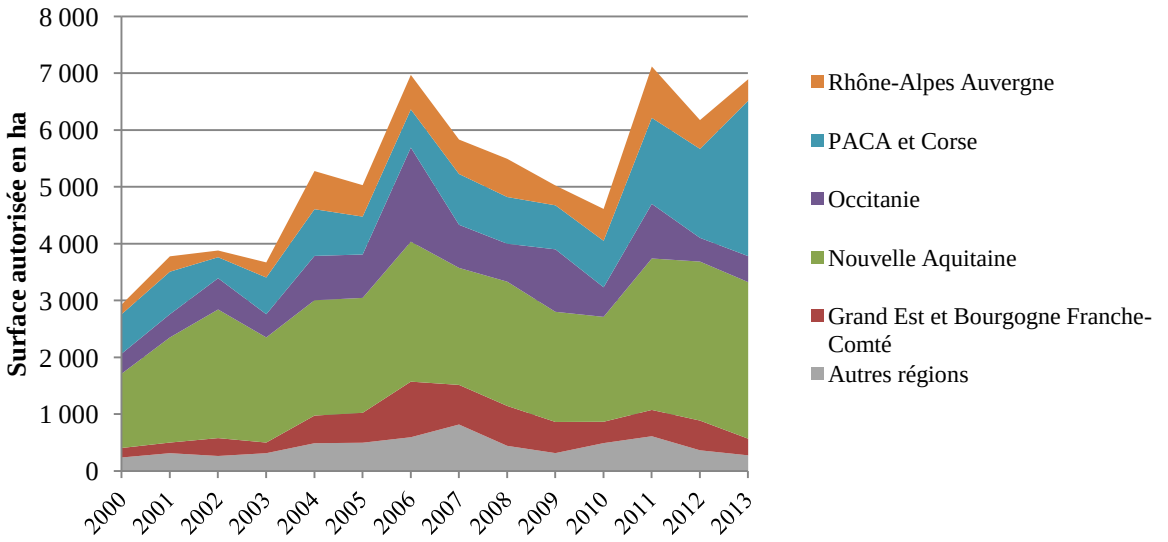
Les termes décrivant la destruction de l'état ligneux et la conversion d'une forêt en autre terre sont parfois utilisés avec incohérence. Historiquement, la **friche** a désigné l'état d'embroussaillement consécutif à l'arrêt d'une culture, et défricher signifiait retourner une prairie, une lande ; en opposition à l'essartage, désignant la destruction d'une forêt. Néanmoins, une deuxième acception a fait du **défrichement** un synonyme d'essartage (Morlon, 2012). Aujourd'hui, l'usage désigne le défrichement comme l'arrêt de l'usage forestier (*les autorisations de défrichement*), le **déboisement** comme la coupe intégrale des bois et la **déforestation** désigne souvent le processus à large échelle de diminution de la surface boisée. Nous continuons ici à considérer le défrichement dans son utilisation administrative contemporaine. Le défrichement peut être enregistré comme processus directement et non simplement constaté après coup. Cependant, les données statistiques des déclarations de défrichements ne peuvent être considérées comme reflétant avec fiabilité l'ensemble des opérations

[1] Contrat d'objectifs et de performance de l'ONF, pour la période 2012/2016, signé en 2011.

réelles : plus de la moitié des défrichements ne feraient pas l'objet d'une autorisation (Barthod et al, 1999) (voir chap. 4). L'observation classique de l'occupation du sol entraîne de son côté la confusion entre défrichements et coupes rases ou coupes à blanc. Déjà, en 1997, le CITEPA soulignait la difficulté d'infirmer l'hypothèse de défrichement alors utilisée (50 000 ha / an) et indiquait la nécessité de valider cette hypothèse par une analyse détaillée (Bouchereau, 1997).

Il est possible de distinguer trois types d'échelles spatiales de défrichement. Premièrement, on distingue l'échelle des grands travaux d'aménagement d'échelle nationale (par exemple pour les infrastructures de transport (lignes LGV, autoroutes, aéroports)). La régression forestière associée peut être quantifiée et datée car ces travaux sont bien suivis. De plus, des opérations de compensation (reboisement) ont souvent lieu, et sont proportionnelles aux surfaces déforestées. Deuxièmement, on trouve l'échelle des opérations d'aménagement local (ex : construction de lotissement, espace récréatif, d'activité, de pare-feux, de golfs, de site photovoltaïque… (Dodane, 2009)). Troisièmement, il y a les petites opérations foncières individuelles (agriculteurs, forêts privées, aménagement communal de faible ampleur…). L'échelle temporelle varie selon de multiples facteurs (type de forêt, type de projet, matériel…)[1]. Pour les bois appartenant à des particuliers, l'autorisation de défrichement est valable 5 ans (ou 30 ans dans le cas d'une exploitation de carrière).

Fig. 5.20 Surfaces autorisées au défrichement entre 2000 et 2013



Données compilées d'après les documents fournis par le Ministère de l'Agriculture. Les régions du Sud (PACA, Nouvelle Aquitaine, Corse) représentent en moyenne 75% des surfaces chaque année.

Une étude du Sertit sur les plaines d'Alsace suit les défrichements de 1990 à 2009 (en dissociant les dégâts dus à la tempête de 1999 des déboisements classiques). Elle montre que la majorité des défrichements (en nombre) sont de faible ampleur (62 % des défrichements entre 1990 et 2002 font moins de 1 ha et 80 % des défrichements entre 2002 et 2009 font moins de 0.5 ha). Ils sont donc inférieurs à la plupart des UMC des dispositifs de suivi de l'occupation des sols. Ces UMC sont davantage cohérents avec le parcellaire forestier.

[1] Par exemple, dans le cadre de l'opération de construction d'un centre de loisirs à Roybon (Isère), 40 ha ont été défrichés en 1 mois, soit l'équivalent de plus d'1 ha par jour (source : Tribunal administratif de Grenoble, 23 déc. 2014).

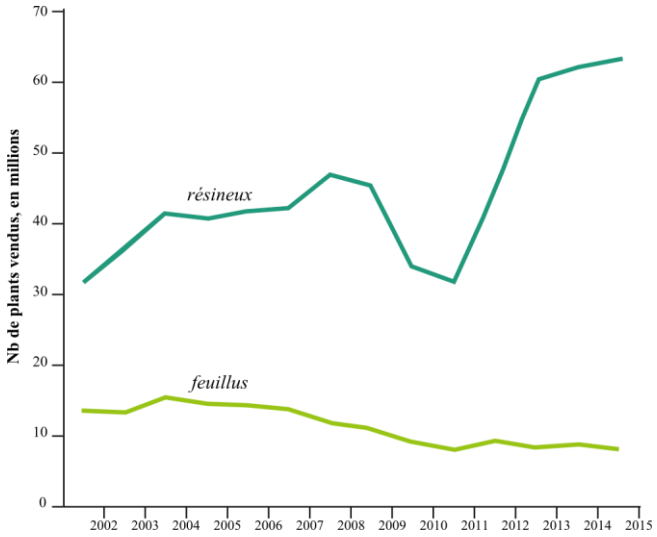
Boisement spontané

Le boisement spontané est principalement lié à l'enfrichement des surfaces agricoles abandonnées (voir section précédente).

Boisement par plantation

Les statistiques de vente de plants forestiers sont un indicateur indirect permettant de suivre le processus de boisement volontaire, qui concerne entre 20 000 et 40 000 ha par an. La diminution de ces ventes à la fin des années 2000 indique une baisse tendancielle de ce reboisement (Ministère de l'Agriculture, 2013), même si le *plan Klaus* (aide à la reconstitution des massifs touchés par la tempête Klaus de 2009 ; le plan pour les landes s'étend jusqu'en 2017) maintient les ventes de pin maritime (plus 80% des plants de résineux vendus) à un niveau élevé (Joyeau et Pierangelo, 2016).

Fig. 5.21 Evolution des ventes de plants forestiers



Résultats de l'enquête annuelle MAAF/IRSTEA sur les ventes de plants forestiers pour les campagnes de plantation depuis 2002. L'évolution des ventes est liée au prix du bois, aux politiques nationales ou régionales (ex. Plan d'aide après une tempête), et aux conditions économiques.

Actuellement, l'inventaire UTCATF français ne distingue pas, parmi les surfaces co,verties en forêt, les plantations des boisements spontanés. Les règles internationales de rapportage préconisent néanmoins de pouvoir les distinguer[1]. L'utilisation d'une donnée générique sur l'occupation du sol ne permet pas de répondre à cette préconisation qui relève plutôt d'une approche processus.

En outre, les plantations forestières sont censées être recensées, suivies, surveillées, géo-localisées, datées comme mentionné dans les décisions de la Convention Climat (décisions 2/CMP 7 annexe, par. 37 à 39 et décision 2/CMP.8 annexe II, par. 5).

[1] Les plantations forestières devraient être recensées, suivies, surveillées, géo-localisées, datées comme mentionné dans les décisions de la Convention Climat (décisions 2/CMP 7 annexe, par. 37 à 39 et décision 2/CMP.8 annexe II, par. 5).

5.4 L'artificialisation

Les termes attachés à la description de cette dynamique (artificialisation, consommation d'espace, urbanisation, imperméabilisation) peuvent être trompeurs et à l'origine de mauvaises interprétations des données, notamment dans le cadre de l'action publique (voir chapitre 1 et 3). Le terme d'artificialisation est ici employé au sens le plus simple de conversion vers une catégorie dite artificielle (la catégorie « *Settlements* » du GIEC). Avec une approche classique, l'artificialisation signifie le passage d'un degré à un autre le long d'un gradient de la nature à l'artifice et peut s'appliquer à de nombreuses conversions d'occupation du sol (Godron et al, 1968) : ce n'est pas le sens qui est utilisé dans cette thèse. L'expression « consommation d'espace » traduit bien l'importance première donnée à cette dynamique, puisqu'elle sous-entend une partition binaire entre « espace libre » et « espace aménagé ». De même, le terme « artificiel » ne doit pas faire illusion : les différents espaces constitutifs des paysages ont des degrés divers de naturalité mais la quasi-totalité d'entre eux n'est pas intégralement naturelle et peut être considérée comme « artificielle ». L'acceptation du terme est ici celle, moins large que celle donnée par Eurostat (2001, voir 5.1.1), des occupations du sol couvertes, bâties et revêtues, en incluant, selon l'usage, les espaces végétalisés associés (jardins, etc.). Cette dynamique est majeure par son ampleur (en France et plus généralement dans le monde), sa visibilité, ses impacts paysagers et sur les émissions de carbone (voir chap. 2), d'autant qu'il s'agit en grande majorité de changements considérés comme définitifs, irréversibles. Le phénomène décrit aujourd'hui des dynamiques spatio-temporelles plus complexes et plus difficiles à suivre qu'un simple étalement continu des surfaces bâties.

Facteurs généraux

L'urbanisation

L'urbanisation décrit à la fois un phénomène physique et sociétal de déplacement et de concentration de la population dans les espaces urbains et du mode de vie associé, et de la construction, en conséquence, de surfaces dédiées à l'habitat et aux infrastructures. Cette dynamique est directement liée au développement économique porté par l'industrialisation puis la tertiarisation, et à la réduction de la place du secteur primaire. Au niveau de l'occupation du sol, l'urbanisation se traduit par une croissance des tâches urbaines (augmentation par agrandissement des surfaces déjà artificialisées) et par un développement du mitage (augmentation diffuse de petits espaces artificialisés non contigus). Aujourd'hui, les formes d'urbanisation peu denses sont parfois difficilement imputables à l'une ou l'autre de ces deux modalités : on parle alors d'étalement, de ville diffuse, d'émiettement, de périurbanisation, de rurbanisation… Ces formes et ces dynamiques évoluent dans le temps selon des cycles historiques (Antrop, 2004).

L'étalement périurbain

Le processus d'extension spatiale plus ou moins diffus de la ville est généralement résumé par le terme de périurbanisation. Ce processus politique et culturel (Mangin, 2003) de transformation de l'occupation du sol par mitage est à la fois désiré (issu de volontés individuelles et collectives) et critiqué, voire combattu. Trois grands types de facteurs l'expliquent (An, et al. 2010 ; Richard, et al 2011) : le marché de l'offre et de la demande (accès à la propriété, maisons individuelles (Jacquot, 2003)), les comportements (diminution de la taille des ménages, mobilité, culture du jardin individuel), et enfin les cadres et stratégies d'acteurs (ressource foncière (Smith, et al. 2010), outils réglementaires aux effets parfois contre-productifs (Alfasi, et al. 2011, Sung, et al. 2013), autorisations de construction facilitées dans les communes éloignées de la ville-centre (Hamelin et Razemon 2012), politiques d'aides à la construction, développement des infrastructures, concurrence entre communes (Morlet, 2010)). A lui seul, l'habitat individuel est responsable de la moitié de la consommation d'espace entre 1992 et 2004, d'après TerUti (dont 40% pour les résidences secondaires, Pointereau et

Coulon, 2009) et les surfaces des jardins privatifs associés à cet habitat sont passées de 510 m² par habitation en 1974 à 720 m² en 1999 (Bisault, 2009). Selon l'Insee, la surface moyenne au sol d'une maison isolée est passée de 96m² en 1984 à 111m² en 2006, et la quasi-totalité des maisons construites après 1975 possèdent un jardin (d'une surface supérieure ou égale à 600 m² en 2006) dont la superficie croit d'après la base Sitadel, la part des constructions de maisons dans les communes rurales périurbaines est passée de 19 % à 27 % entre 1999 et 2009 (Certu, 2012). La construction de bâtiments agricoles contribue aussi au mitage : les normes relatives aux bâtiments d'élevage (notamment leurs dimensions), par exemple, expliquent qu'ils soient reconstruits de plus en plus loin des bourgs (Atelier 15, 2005 p. 299).

Une augmentation continue des surfaces artificialisées ?

Un étalement urbain qui s'accélère de 1945 aux années 2000

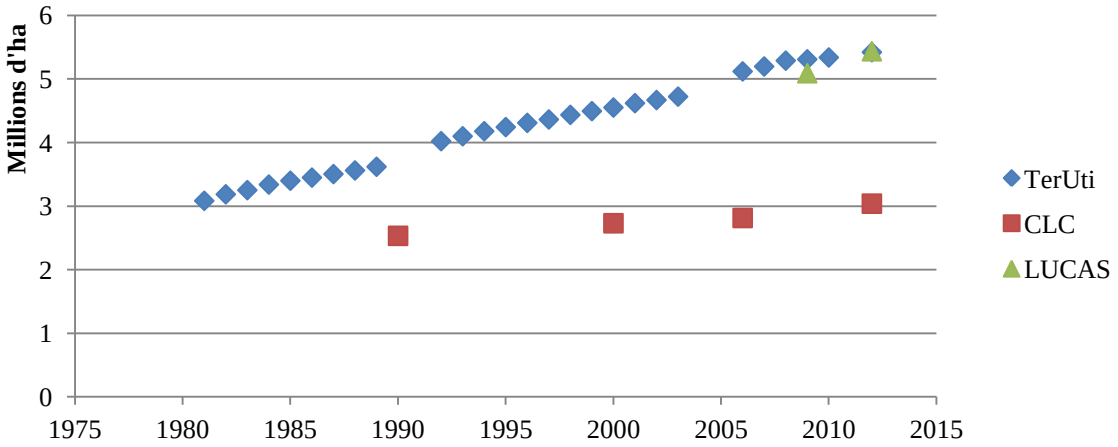
Plusieurs travaux permettent de suivre l'évolution des surfaces urbaines sans directement mesurer l'occupation du sol, mais via les données de recensement et les classifications des communes urbaines de l'INSEE (Pumain et Riandey, 1986 ; Bessy-Pietri, 2000 ; Bretagnolle, Paulus et Pumain, 2001). Ces travaux dessinent des trajectoires d'évolutions des dynamiques d'étalement urbain et périurbain en plusieurs étapes, selon des processus différenciés, que l'on peut résumer ainsi : jusqu'en 1945, la population est majoritairement rurale. De l'après-guerre aux années 1970, les villes croissent sous l'effet d'un exode rural (plus tardif en France qu'en Allemagne et au Royaume-Uni) et d'une forte croissance démographique (*baby boom*). Entre les années 1970 et 1990, les logements se construisent davantage autour des villes et les populations urbaines décroissent. Ce desserrement se traduit par un étalement périurbain, associé au développement du parc automobile, des infrastructures de transport et des commerces en dehors des centres-villes, aux lois de décentralisation et à la tertiarisation. Dans les années 1980, on parle même de contre-urbanisation (retour à la campagne), même si cela bénéficie plutôt aux communes proches des villes, contrairement à ce qui se passe en Grande-Bretagne au même moment (Buller, 1991). A partir des années 1990, un rééquilibrage voit les villes-centre croitre de nouveau, mais l'étalement des surfaces artificialisées se poursuit, y compris dans les campagnes éloignées (Pistre, 2013) notamment avec le développement des infrastructures de transport. En effet, la loi dite Pasqua[1] stipule qu'« *en 2015, aucune partie du territoire* (…) *ne sera située à plus de 50 kilomètres ou de 45 minutes d'automobile d'une autoroute ou d'une route expresse* (…), *soit d'une gare* [TGV] » (article 17-I).

L'artificialisation en pause ?

Le processus d'étalement urbain s'est ralenti à la fin des années 2000, principalement en raison du ralentissement économique lié à la crise de 2008 et de la pression immobilière (Masero, Fontes-Rousseau et Cebron, 2014). Ce ralentissement conjoncturel s'inscrit aussi dans des dynamiques structurelles de redynamisation des centres urbains, de volonté politique de limitation de l'étalement (voir chapitre 1), et dans une tendance au 'recyclage urbain', c'est-à-dire à la transformation des espaces déjà artificialisés (IAU, 2014). Ce ralentissement du processus d'étalement urbain peut-il conduire à un arrêt de la progression des surfaces artificialisées, voire à leur régression ? Si la dédensification locale est rare mais possible, le phénomène des « *shrinking cities* » (décroissance urbaine), bien réel dans certaines régions en déclin industriel et démographique d'Amérique du Nord, d'Allemagne ou d'Europe de l'Est, et qui entraîne la requalification de quartiers entiers en zones agricoles, enherbées, forestières, reste d'une ampleur très limitée en France, même si certaines villes connaissent des crises importantes (bassins industriels du Nord et de l'Est) (Wolff, et al. 2013).

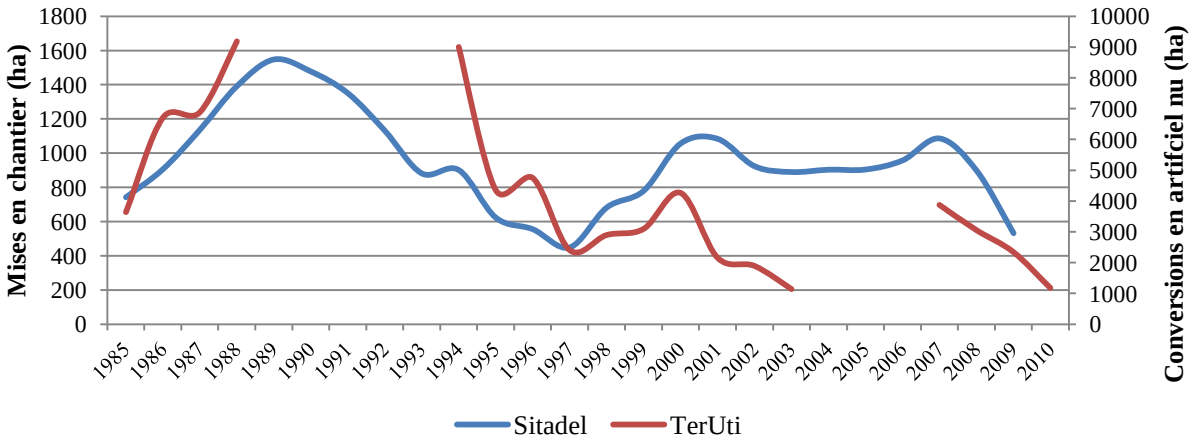
[1] Loi n° 95-115 du 4 février 1995

Fig. 5.22. Evolution des surfaces artificialisées depuis 1980



Les trois données mobilisées ici s'accordent sur la tendance à la hausse des surfaces bâties et revêtues. L'évolution est constante sauf à la fin des années 2000, marquées par un ralentissement liée à la crise de 2008. Le différentiel entre CLC et les enquêtes de terrain est liée à la résolution spatiale insuffisante de CLC, qui, contrairement à TerUti et à LUCAS, ne peut rendre compte du mitage diffus et des infrastructures linéaires.

Figure 5.23 : Comparaison des surfaces bâties en Ile de France estimées Sitadel et TerUti



Sources : Sitadel (MEEM) : constructions en Ile-de-France ; TerUti (classes en artificiel bâti et revêtu). Les ordres de grandeur ne sont pas les mêmes car la courbe TerUti prend en compte l'ensemble des conversions en artificiel nu, même les routes et surfaces non bâties. Néanmoins, il est intéressant de constater que les ruptures de série sont ici en cohérence avec l'évolution des constructions recensées par Sitadel.

Les processus à l'œuvre et leur échelle

Fonctionnement général

L'urbanisation est avant tout un phénomène dont les caractéristiques spatiales entrainent les effets écologiques et paysagers (fragmentation, mitage, création d'îlots, conversion d'espaces, banalisation, effets lisières, étalement) (Antrop, 2000 ; Desailly, et al. 2009). Il est alors possible de déployer une

approche quantitative et multiscalaire reprenant les outils de l'écologie du paysage pour décrire et comprendre ces espaces (Wu, et al. 2012). L'étalement urbain provoque une consommation d'espace (croissance de la surface bâtie par habitant) qui est indépendante de la démographie des aires urbaines (que celles-ci soient en croissance ou en décroissance) comme cela a été mesuré en Franche-Comté (Antoni et Youssoufi, 2007). Ainsi, c'est un processus global de transformation du mode d'habiter et du rapport à l'espace, associé à une forte inertie temporelle en raison de la quasi irréversibilité de cette artificialisation. Ces dynamiques prennent appui sur la structuration préexistante de l'espace : régimes fonciers, parcellaire agricole, modalités anciennes des trames de peuplement groupé ou dispersé (Dion, 1934), et axes de transports. L'urbanisation prend plutôt la forme d'une diffusion à partir du semis bâti préexistant que d'un étalement en tâche d'huile (Brès et Delaville, 2016).

Un processus sans forme ?

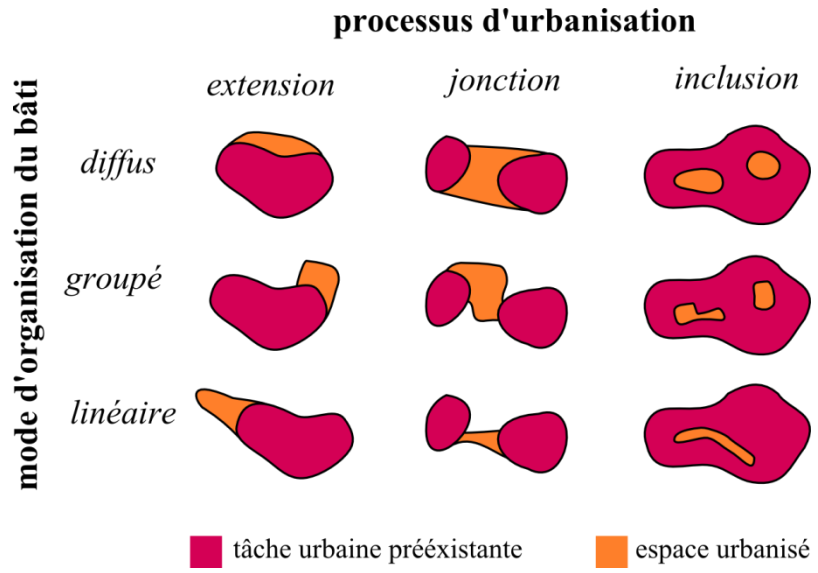
Le processus d'urbanisation, qui était considéré, il y a 20 ans, comme « *pas encore tout à fait achevé* » (Ascher 1995, p. 16), serait désormais achevé en France (Lévy 2013). La distinction urbain-rural n'aurait-elle plus de sens aujourd'hui, où le mode de vie urbain aurait redessiné les formes de l'ensemble du paysage ? En tout cas, l'achèvement de l'urbanisation oblige à réinterroger la nature des processus actuellement à l'œuvre. Pour décrire le délitement de la limite entre ville et non-ville, l'expression d'« espace sans lieux » (Lefebvre, 1974), le terme de « ville diffuse » (Grosjean, 2010), de « ville émiettée » (Charmes, 2011) ou encore le néologisme de « *californisation* » (Boquet, 2004 ; Messer, 2014) ont été proposés En terme de forme, d'évolution de la composition de l'espace, ce mouvement vient justement rendre inopérantes des distinctions classiques entre types d'espace, et brouiller les limites autrefois claires entre villes, villages et hameaux et espace agricole, naturel, forestier, en comblant les marges et les espaces entre les bourgs par un continuum d'habitats et d'infrastructures. Dans un dossier ayant eu une forte résonnance, Télérama (2010) parle de « France moche », avec des marqueurs de banalisation, d'utilisation économiquement libérale (rentable et rapide) du paysage : échangeurs autoroutiers, zones commerciales et parkings, lotissements, ronds-points, entrepôts logistiques. Ces marqueurs récents ont pour point commun une forte consommation d'espace pour une densité faible d'usage, en somme, un fort impact paysager qui n'est pas proportionnel à l'intérêt économique et social de ces aménagements. Frankhauser (2005) propose de résoudre le problème de l'absence apparente de forme de cette artificialisation : selon lui, il y a bien une forme particulière, de type fractal, qui n'est pas immédiatement perçue au prisme de notre lecture spatiale historique. Les multiplicités des formes de périurbanisation sont étudiées sous l'angle critique, alors que leur forme transitoire les rend compatibles avec l'idée même de durabilité (Mancebo, 2014) Cela rejoint l'idée de prise en compte des stocks de carbone des espaces verts urbains (chap. 2 et 3) qui permet de revoir à la baisse la contribution de ces espaces aux émissions de GES.

Processus d'étalement et de mitage

L'étalement urbain homogène consiste en la création de quartiers (logements collectifs ou pavillonnaires) généralement sous forme de lotissements situés en bordure des villages périurbains, ou créant une couronne urbaine supplémentaire en deçà des quartiers de grands ensembles en banlieues. Ce format est généralement associé à la vente d'un terrain agricole compris dans la surface constructible des plans locaux d'urbanisme, subdivisé en lots sur lesquels seront construits des maisons individuelles (Le Goix, 2014). L'échelle de ce processus dépend de la dimension des unités foncières et des bâtiments construits, en particulier des logements individuels et des lotissements. Desgrandchamps et al. (2008) ont renseigné la morphologie de 20 lotissements périurbains autour d'Annecy, permettant de retenir les valeurs moyennes suivantes : sur des lotissements de 5 ha en moyenne (allant de 0,9 à 13 ha), comportant des lots de 0,1 ha en moyenne (1103 m², allant de 400 à 3000 m²), la voirie et les espaces communs (placettes, parkings) représentent 14 % de l'occupation du sol, les bâtiments 12 % et les espaces non bâtis privés 74 %. Typiquement, donc, pour un hectare de construction d'un lotissement, seul 0,26 ha est imperméabilisé. Dès lors, cette fragmentation de l'occupation du sol n'entraîne pas la nécessité d'un suivi plus précis que ces unités spatiales de

référence. C'est justement à cette conclusion que sont arrivés Blanchard, Pontius et Urban (2015) : pour suivre l'urbanisation, une résolution de 30 m est plus fiable et plus pertinente qu'une résolution plus fine (en l'occurrence 2 m), car elle « *se rapproche le plus de la taille des surfaces* (patches) *de changements* » (Blanchard, Pontius et Urban, 2015, p.3). Temporellement, la construction de logements individuels ou de lotissements est un processus fréquent qui nécessite quelques années, en fonction de la taille de l'opération et des travaux de terrassement, de viabilisation, de construction et de finition des logements, le délai légal maximum étant de 10 ans (Le Goix, 2014). Ceci montre l'intérêt de certaines bases de données de résolution spatio-temporelle moyenne, pour suivre ces processus. Brès et Delaville (2016) proposent la typologie suivante pour les formes d'étalement urbain :

Fig. 5.24. Typologie des processus spatiaux d'étalement urbain



Modifié d'après de Brès et Delaville. L'étalement d'une tâche urbaine prend des formes variées qui dépendent du contexte (présence d'une autre tâche urbaine, zone enclavée, obstacles à l'urbanisation) et du type d'aménagement réalisé. Réalisation : Robert, 2016.

Processus de construction d'infrastructures linéaires

Ce processus concerne l'artificialisation liée aux infrastructures précédant, ou accompagnant ou non la construction de bâtiments. Le paysage est non seulement sensible au mitage, mais aussi à la fragmentation par ces infrastructures linéaires qui sectionnent des continuités écologiques. Une infrastructure linéaire de transport routier est constituée d'une ou plusieurs voies et de surlargeurs constituant la chaussée, qui, avec les éventuels terre-pleins et accotements, constitue la plate-forme, à laquelle s'ajoutent des dépendances (fossés, merlons, bermes, protections…). Ainsi, l'emprise cumulée de ces différents éléments constitue une largeur pouvant aller d'environ 5 m (route communale) à plus de 30 m (autoroute) ou de 7.5 m de large pour une voie ferrée classique[1]. Rappelons que les bases de données vont appréhender le processus de façon sélective, en fonction de leur résolution spatiale.

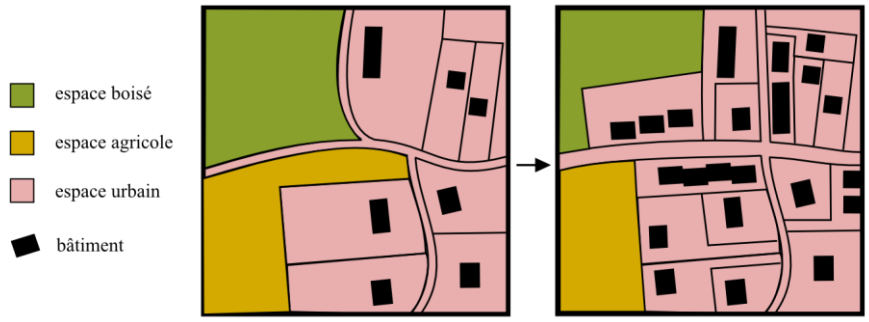
Processus de remembrement urbain et de densification

La démarche de densification des quartiers périurbains existants (souvent appelée « BIMBY » pour *Build In My Backyard*) a été développée en urbanisme, en particulier depuis la fin des années 2000 (Sabatier et Fordin, 2012). Il s'agit principalement de densification pavillonnaire par subdivision

[1] Estimations compilées à partir de diverses sources : http://www.arehn.asso.fr/dossiers/autoroutes/nature_autoroute.html; http://www.larousse.fr/archives/grande-encyclopedie/page/1382; SETRA (2003, 2006).

parcellaire. Les dispositifs classiques de suivi de l'occupation du sol sont généralement aveugles à ces transformations alors que ce processus conduit bien à des changements d'occupation du sol, en convertissant des espaces verts, (jardins, espaces intermédiaires) en bâtiments d'habitation. Un second type d'aménagement, complémentaire, consiste à réaménager plus profondément la structure de l'occupation du sol en milieu urbain ou périurbain : le remembrement urbain (Charmes, 2014). Ces opérations permettent une économie de la ressource foncière et une moindre consommation d'espace lors des constructions de nouveaux logements et services.

Fig. 5.25. Remembrement urbain et densification



La densification est le fruit de processus formels : cession d'un terrain, opération d'aménagement, ou plus informels : construction d'un deuxième bâtiment par le propriétaire.

La 'désartificialisation', un processus plus symbolique que réel ?

Le passage d'un espace bâti ou revêtu à un espace enherbé, boisé, cultivé ou en eau constitue un processus rare : néanmoins, quelques processus peuvent relever d'une véritable « désartificialisation ». Cependant, les véritables reconversions aboutissant à une restauration écologique (ou « renaturation ») sont très limitées. Il peut s'agir de l'abandon de zones d'activités commerciales ou industrielles, en particulier les grands sites dont l'activité est arrêtée depuis des années, ou des mines désaffectées, dont certains font l'objet de travaux de dépollution des sols. En réalité, ce type de processus consiste majoritairement en de la « dédensification », c'est-à-dire la destruction de bâtiments, la replantation d'arbres et d'espaces en herbe lors du réaménagement d'espaces artificialisés qui continuent de relever de l'usage urbain ; ou encore la fin d'un chantier dont l'emprise s'avère plus restreinte que les surfaces réellement aménagées (Di Salvo et al, 2005). Certaines friches industrielles sont parfois reconverties en bâtiments à vocation culturelle, ce qui s'accompagne d'une végétalisation des espaces auparavant nus ou revêtus.

5.5 Evolution des zones humides et en eau

Les zones humides et les surfaces en eau confondues

La nomenclature GIEC servant de référence pour l'inventaire UTCATF ne sépare pas les zones humides des surfaces en eau. Un premier état des lieux sur ces catégories confondues peut être réalisé. Les zones humides et les zones en eau représentent une faible proportion du territoire français, qui reste difficile à mesurer car elle est principalement constituée de petites surfaces, qui par conséquent peuvent être sous-estimée (Vacquie, 2011). De plus, les zones humides ne sont souvent pas mesurées comme telles mais peuvent être incluses dans une occupation du sol plus large (prairie, surface en eau). Ainsi, les différentes sources de données d'occupation du sol varient quant à cette estimation d'un rapport de 1 à 10. Néanmoins, les études disponibles constatent toutes une diminution de leur surface. En moyenne, les séries TerUti estiment à 1,6 % du territoire métropolitain la surface que ces zones représentent – soit près de 90 000 hectares. Corine Land Cover, dont on connaît les limites pour détecter les petites surfaces, en estime seulement 0,3 %. Cizel (2010) avance une fourchette de 4,5 à 5,6 %, tout en précisant que la superficie totale n'est, à ce jour, pas précisément connue. Ces travaux sont intéressants car ils se basent sur des hypothèses hautes et basses, pour chacune des sources dont il dispose : instruments réglementaires (réserves de chasse, sites classés, réserves naturelles, arrêtés de protection des biotopes, etc.) et fonciers (conservatoire du littoral, conservatoires régionaux, espaces naturels sensibles, etc.). L'hypothèse basse se fonde sur les chiffres disponibles, et l'hypothèse haute extrapole ces données. L'hypothèse haute est donc avant tout un maximum théorique servant à fixer une borne.

Tableau 5.2 Comparaison des surfaces en zones humides et sous les eaux entre Teruti et d'autres sources (en ha)

	Autres sources					
	CLC	**IDF**	**NPC**	**ALS**	**LR**	**IFEN**
Surface	558 407	8 686	10 806	12 826	66 874	2 256 461
Surface TerUti	807 604	9 850	15 663	13 935	56 416	896 301
écart	36%	13%	37 %	8%	17%	86%

Les zones humides

Les zones humides ont été peu suivies

Les premières estimations disponibles remontent pour la plupart au 19e siècle, mais les variations de périmètre de définition (marais, marécages, tourbières…) rendent difficile une comparaison de ces chiffres (voir chapitre 3). L'évolution des surfaces de zones humides a été peu traitée par les historiens français, et uniquement selon une lecture du paysage héritée du 18e siècle, c'est-à-dire en traitant les zones humides et les espaces non agricoles en général comme autant de terres à conquérir et à exploiter (Vivier, 1999). Ainsi, dans les synthèses datées du 18e au début du 20e siècle, les zones humides ont d'abord été recensées et étudiées sous l'angle de leur assèchement, reprenant le parti-pris politique et économique de l'époque (Derex, 2001).

Les estimations disponibles

Derex (2001) a rassemblé les valeurs suivantes : 500 000 ha en 1807, 427 000 ha en 1817, 240 000 ha en 1833, 185 000 ha en 1860, 299 000 ha en 1878. Les tourbières seules ont été estimées en France en 1949 (Dubois, 1949) à environ 100 000 ha et inventoriées en 1981 (Institut Européen d'Ecologie) entre 100 000 et 120 000 ha, et à 60 000 ha en 1994. Une enquête nationale

menée en 2011 montre que si les zones humides en général ont une surface stable entre 2000 et 2010, certaines catégories sont plus menacées (par exemple 44% des prairies et landes humides sont en régression notable) par l'urbanisation, l'intensification agricole et des opérations de drainage, d'assèchement, etc. D'après cette étude, la tendance récente est à la stagnation de ces espaces, car les diminutions, qui se poursuivent, sont désormais équilibrées par des opérations de restauration et de protection des milieux.

Les surfaces en eau

Les surfaces en eau recouvrent les étendues d'eau naturelles (lacs, étangs, mares) et artificielles (barrages, lacs de retenue, plans d'eau artificiels, piscicoles, d'agrément).

Evolution

Historiquement, la création de plans d'eau artificiels connait son apogée au Moyen Âge puis régressa très fortement au cours des 18e et 19e siècles (« *guerre aux marais* »), en raisons de facteurs économiques (besoin en terres cultivables, prix des poissons) et d'une vision hygiéniste, pour finalement repartir à la hausse aux 20e et 21e siècles, avec les aménagements communaux, la création de plans d'eau de loisirs, les aménagements agricoles liés aux besoins en irrigation, les creusements de plans d'eau, le réaménagement de rivières (Bartout, 2006). Ces créations font l'objet d'une réglementation stricte (loi du 3 janvier 1992, schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE), décret nº 93-743 du 29 mars 1993 afin d'abaisser le seuil d'autorisation de création de plan d'eau à un hectare…). Enfin, la Directive Cadre sur l'Eau de 2000 (Commission européenne, 2000), fixe un objectif de remise en bon état écologique et de restauration de la continuité écologique des cours d'eau, même si la notion de restauration vers une référence « naturelle » a été remise en cause (Dufour et Piégay, 2009 ; Gob, et al. 2014). Son application dans les années 2000 a entrainé de nombreux aménagements pour modifier le lit de rivières, redessiner des cours d'eau et supprimer des petits barrages (Gob, et al. 2014). Bartout et Touchart (2013) estiment la superficie totale des plans d'eau actuels à environ 450 000 ha. Ajoutons que les piscines, qui ont tendance à se multiplier (FPP, 2010) et dont on peut grossièrement estimer la surface cumulée, en 2016, à 8 000 ha[1], sont incluses dans la catégorie « artificiel ».

Processus

Assèchement

L'échelle spatiale du processus d'assèchement de zones humides ou de plans d'eau, par drainage ou remblai, est difficile à définir car l'emprise de la zone humide préexistante peut être intégrée à une unité spatiale plus grande, typiquement une parcelle agricole (Mazoyer et Roudart, 1997). L'échelle temporelle est elle aussi variable, ce processus pouvant être rapide (une campagne agricole) ou s'étaler sur plusieurs années (transformation progressive de prairie humide en prairie), en fonction du type de milieu, de la taille et la profondeur du plan d'eau, des moyens consacrés à l'opération, etc.

Création de plan d'eau ou d'une zone humide

La création d'un plan d'eau ou d'une zone humide est réglementée (Police de l'eau). Il peut s'agir d'un processus de création ex nihilo d'un plan d'eau, de la mise en eau d'une zone humide ou de la remise en état d'une surface en eau auparavant drainée ou comblée. Le Conservatoire du littoral a joué un rôle important dans la restauration des zones humides, notamment des salines (Verger, 2009).

[1] D'après la FPP (2010) on estime le nombre de piscines privées à 1,5 millions en 2010. Avec plus de 70 000 ventes par an, leur nombre attendrait près de 2 millions en 2016. La taille standard variant de de 20 à 70 m² (40 m² en moyenne), on obtient comme ordre de grandeur 2 000 000 *0.004 = 8 000 ha.

5.6 Le piège topographique

Un obstacle majeur à l'approche par processus reste le coût de sa mise en place. Elle nécessite une dispersion de dispositifs de suivis et d'enregistrements, tous calibrés différemment ; la création ou l'exploitation d'enquêtes supplémentaires, de travaux pour définir les échelles représentatives, les unités spatiales et temporelles de référence, etc. Ces dispositifs n'ont pas la simplicité et la neutralité apparente des dispositifs classiques de suivi de l'occupation du sol : enregistrer un processus dans tous ses détails et observer la réalité concrète (parfois différente de la déclaration) de son emprise spatiale et de sa durée d'exécution est un acte administratif intrusif et couteux, en somme inenvisageable à large échelle.

Néanmoins, malgré cette difficulté, l'approche critique vis-à-vis des sources de données classiques renseignant l'évolution des surfaces d'occupation du sol, nous a amené à prendre en compte l'approche par processus. Derrière cette recherche de complémentarité, une tentative apparait en creux, visant à contourner ces approches classiques pour saisir, indirectement, les changements, apparaissant en filigrane dans toute démarche d'optimisation et d'innovation dans ce domaine. Nous proposons ici de revenir sur cette approche *a priori* attractive mais piégée.

Il s'agit de viser une précision spatiale telle qu'elle abolirait l'effet de généralisation cartographique propre à la représentation de l'occupation du sol, afin de recourir à une représentation topographique du paysage, représentant un à un les objets le composant. Cette tentative est renforcée d'une part par l'usage du terme « inventaire » (et non bilan ou estimation), qui indique revue détaillée, minutieuse, recensement exhaustif ; et d'autre part par le cadre politique de l'UTCATF qui induit l'idée de dénombrement neutre, de chiffres officiels où chaque objet est recensé de façon vérifiable. Ce paradigme du comptage direct a été appliqué pour certains objets spécifiques et bien identifiables.

Les inventaires exhaustifs existants

Les inventaires exhaustifs sont permis par une résolution spatiale d'observation très fine : soit par observation directe ou indirecte (recensement) sur le terrain, soit par observation à distance (photographies aériennes ou télédétection). Plusieurs travaux mondiaux ou nationaux tirent parti des possibilités offertes par ces dispositifs pour dénombrer certains objets de l'occupation du sol, pour différents périmètres. Crowther, et al. (2015) proposent une estimation du nombre d'arbres, de manière indirecte cependant (en se basant sur des densités de couvert). Ils arrivent à 3 mille milliards d'arbres dans le monde, dont 12 à 13 milliards en France métropolitaine. Dans ce cas, le dénombrement n'est que fictif et ce chiffre est reconstitué à partir de données classiques d'occupation du sol. Verpoorter, et al. (2014) proposent quant à eux un comptage véritable des lacs à la surface de la planète. Bartout et Touchart (2013) ont avant eux appliqué cette idée à la France entière, en comparant plusieurs sources de comptage. Selon ces auteurs, l'interprétation de photographies aériennes donne les meilleurs résultats et la BD-Topo construite sur de telles images, est finalement la source d'information la plus proche de leur comptage. Le comptage sur le terrain, en parcourant toutes les routes et chemins existants, manque environ 1/3 des objets visés (Bartout, 2006).

Un décompte de tous les éléments ponctuels et linéaires ?

Une hypothèse de notre travail était que les éléments ponctuels et linéaires contribuaient au brouillage visuel de l'occupation du sol et donc à l'incertitude relative à la classification des surfaces et la détection des faux changements. Une typologie des différents éléments ponctuels et linéaires présents sur le territoire a donc été menée :

Tableau 5.3. Ebauche d'une typologie des éléments ponctuels et linéaires

Forme	Type	Description	Source d'information
linéaire	Herbes et haies	haie	Ecoline (IDF), IFN
		haie discontinue	
		linéaire d'arbres plantés	
		linéaire d'arbres discontinu	
		haies arbustives denses	
		ripisylve	
		ripisylve discontinue	
		bandes enherbées	PAC
	cours d'eau	fleuves	BD Carthage, OpenStreetMap
		rivières	
		canaux	
		ruisseaux	
		torrents	
	infrastructures routières	autoroute	BD Routes, Ecoline (IDF), Min. Transports, DivaGis, OpenStreetMap…
		nationale	
		départementale/communale	
		Chemin, allée	
	infrastructures ferroviaires	ferrov. primaire	BD Routes, RTE, OpenStreetMap
		ferrov. secondaire	
	aménagements	murs	
		clôtures	
		berme enherbée	
		berme arbustive	
		berme arborée	
		fossés	
		talus	
ponctuel	bâti	bâti agricole	BD Topo
		bâti d'habitation	
		bâti industriel/technique	
		château d'eau	OSM
	aménagements	poteaux électriques	ERDF
		poteaux simples	
	topographie	trou	
		mare, étang	BD Topo
	végétation	arbre isolé	Ecoline (IDF)
		buisson isolé	
		Bouquet d'arbres	
		Bouquet d'arbustes	

A partir de cette typologie et des quelques ressources existantes, il est possible d'une part d'avoir une estimation du nombre d'éléments présents dans une catégorie, et d'autre part d'estimer l'emprise surfacique typique d'un élément. Il s'agit d'estimations mais il est possible de poursuivre ce travail pour arriver à des surfaces totales cumulées d'occupation du sol par des éléments qui

d'ordinaire ne sont pas pris en compte dans les données d'occupation du sol. Cet exercice se heurte à de nombreux obstacles : hypothèses fortes, hétérogénéité des sources, dispersion du travail, etc. Cette tentative semble répondre aux besoins du suivi des flux de carbone : il s'agirait de pouvoir surveiller et distinguer les éléments individuels à l'origine des sources et des puits, et donc de pouvoir agir politiquement à un niveau très fin.

L'illusion de l'exhaustivité

L'approche topographique ne doit pas être rejetée simplement en raison de l'existence des biais, de critères définitionnels, de seuils surfaciques, d'erreurs, etc., c'est-à-dire avec des arguments qui valent aussi pour l'occupation du sol. Cette approche topographique doit être rejetée car le paradigme de l'exhaustivité est une illusion qui masque la réalité mixte des états de surface, constitués d'objets multiples qui ne doivent pas être pris en compte individuellement mais comme appartenant à un ensemble cohérent. On atteint ici les limites de l'exercice de la vérification de l'exactitude des données d'occupation du sol, à travers ce que nous pouvons qualifier d'*appel à la vérité*, c'est-à-dire la volonté explicite d'avoir ou de construire une vérité, un référentiel reflétant directement et sans distorsion la situation réelle, pouvant servir de référence absolue à l'aune de laquelle calibrer les données imparfaites, mène forcément à cette approche. Or cette vérité-terrain (*ground truth*), comme évoqué au chapitre 3, est un terme trompeur : elle n'est là que pour vérifier un échantillon, le calibrer, et non remplacer la donnée entière.

La problématique de l'objet d'étude et d'observation

La vision topographique peut être un réflexe lié à un contexte de comptabilité environnementale lié à un cadre politique. Or, l'inadéquation entre l'approche « occupation du sol » et l'approche topographique est liée à l'absence de clarification, en amont, des objets à suivre. En effet, le cadre méthodologique de l'inventaire UTCATF laisse libres de nombreux points et induit en cela un certain flou sur la nature des objets à suivre. Les objets n'existent pas en soi, ils sont prédéfinis, explicitement ou implicitement. Il convient de bien distinguer trois façons de définir les objets suivis :

- les ***objets topographiques***, distinguables par la vue *in situ*, qui sont les éléments constitutifs de notre expérience courante, et restent la référence ultime dans l'idéologie de comptabilisation et d'inventaire : les arbres, les bâtiments, les routes…

- les ***objets élémentaires***, plus petits éléments détectables compte tenu des résolutions spatiale et spectrale des méthodes d'observation. En télédétection, plusieurs pixels sont nécessaires pour discriminer et identifier ces objets ponctuels. Ces « objets » n'ont de sens que parce qu'ils sont visibles dans une certaines configuration, en fonction de la résolution spatiale et spectrale des capteurs. Ces objets n'ont pas de *nature* avant leur classification.

- les ***objets d'occupation du sol***, collection d'objets agencés et structurés de façon spécifique et correspondant à un état de surface, un type d'occupation du sol.

De même, trois niveaux d'échelle sont abordés dans le suivi de l'occupation du sol : le niveau micro des objets topographiques, le niveau macro des grands types d'occupation du sol, et, entre les deux, le niveau méso, celui des objets organisés, qui est le niveau privilégié du suivi et de la cartographie de l'occupation du sol (Ruas, 1999). Les choix et analyses opérées dans cette thèses se situent au sein de ce niveau : il s'agit de rechercher le degré d'organisation et de généralisation le plus pertinent, et qui entraine le moins d'erreur, dans une logique de compromis entre respect de l'information initiale et exigence de généralisation du rapportage.

Conclusion du chapitre 5

L'approche par processus a permis de replacer les changements d'occupation des sols dans des logiques historiques, sur le temps court et le temps long. La formation du paysage est marquée par des ruptures, et les dynamiques contemporaines sont parfois contradictoires et s'opèrent simultanément dans l'espace et dans le temps, mais à des échelles spécifiques. Ramener les flux de changements d'occupation du sol non plus seulement à des chiffres mais à des processus leur donne du sens et permet de contrer l'illusion de « neutralité » engendrée par les modes de communication des données, en particulier dans le cadre des inventaires UTCATF. Il s'agit d'abord de discours, de lectures orientées des données pour y voir des dynamiques territoriales. Ces lectures sont parfois erronées : par exemple, considérer les flux nets uniquement entraine des conclusions qui masquent la réalité des phénomènes à l'œuvre.

Plusieurs limites de l'approche par processus ont été soulevées : le suivi de l'ensemble du territoire est fragmenté en processus élémentaires pour lesquels les informations disponibles sont très inégales. L'échelle macro de l'occupation du sol entre en contradiction avec l'approche micro de l'observation. La définition des processus constitue une lecture située et parfois faussée des dynamiques, qui tend vers deux pièges méthodologiques : la topographie contre la généralisation et la métaphore plutôt que l'analyse approfondie avec les outils spécifiques à l'analyse de l'évolution des paysages. Le travail à partir des facteurs et de la modélisation de ces processus doit aussi être prudente : l'étude des causes et des effets est parfois biaisée (Lambin, et al. 2001) et peut mener à une sorte de déterminisme inversé, en associant systématiquement des facteurs à un type de paysage, alors qu'une même action (par exemple urbanisation, déprise agricole, intensification de l'élevage) aura des impacts différenciés sur l'occupation du sol en fonction d'autres paramètres. Enfin, l'attention portée à des processus ayant lieu à échelle fine peut aussi diriger l'effort du suivi sur de petites surfaces disséminées qui ne représentent finalement que peu de surfaces (en Alsace, la majorité des défrichements est certes comprise entre 0,04 et 0,5 ha, mais ne représente que 23% de la surface défrichée totale (SERTIT, 2004, 2011)). L'approche processus ne doit donc pas remplacer l'approche classique mais la compléter.

Toujours est-il que cette approche par processus permet de repérer des seuils spatio-temporels importants lorsque l'on cherche à différencier les données selon la pertinence de leurs résolutions spatio-temporelles. On privilégiera ainsi les données renseignant des dynamiques pertinentes, qui ont du sens du point de vue carbone, pas seulement en fonction de leur capacité de détection des changements et des surfaces mais surtout en fonction de leur capacité à les caractériser de façon homogène. A l'avenir, les dispositifs d'observation des surfaces par satellite qui s'appuient sur la détection temporelle en continu (voir chap. 3) apparaissent aussi particulièrement pertinents, bien que lourds à mettre en place (Zhu, Woodcock et Olofsson, 2012) car ils considèrent non pas des états successifs mais bien le profil temporel d'une surface.

L'approche par processus ne doit pas se limiter à la métaphore

L'approche par processus entraîne une façon d'observer les dynamiques qui mobilise de nombreux concepts et outils propres à diverses sciences. Dès lors, il est aisé de plaquer des concepts extérieurs à la géographie pour l'étude des paysages et la compréhension des dynamiques. Au-delà des outils qualitatifs et quantitatifs déjà présentés, d'autres notions venues d'autres disciplines que la géographie sont venues renforcer le dispositif conceptuel mobilisable pour éclairer la problématique des changements d'occupation des sols: les niveaux de complexité (Dauphiné et Péguy, 2003) ; l'équilibre instable, la co-évolution nature-société, l'analyse systémique, la résilience (Aschan-Leygonie, 2000), l'entropie (Antrop, 1998), le métabolisme (Erb, 2012). L'emploi simplement métaphorique de certains concepts ne doit pas être pris pour l'usage véritable du concept. Or la géographie, par son caractère transdisciplinaire, tend à multiplier ces emprunts : par exemple, la métaphore écologique est classique en géographie urbaine (Senecal, 2007).

PARTIE IV
ÉVALUATION

Chapitre 6

Protocoles d'évaluation des limites spatiales, thématiques et temporelles des dispositifs de suivi de l'occupation du sol

Introduction

Le chapitre 3 a mis en avant les limites générales propres aux différents types de dispositif de suivi de l'occupation sol quant à la quantification des surfaces, leur catégorisation et la détection des changements. Le chapitre 4 a passé en revue l'ensemble des données disponibles et leurs domaines de validité selon leurs les résolutions spatiales, temporelles et thématiques. Il en ressort plusieurs enseignements généraux sur les niveaux d'échelles pertinents pour le suivi des changements. Néanmoins, plusieurs effets des variations de résolution sur la génération d'erreurs, de faux positifs et de faux négatifs, restent encore non résolus. La cadre normé d'évaluation de la qualité des données doit alors être complété par un cadre plus exploratoire.

Ce chapitre rassemble différents protocoles mis en place durant la thèse afin d'enquêter certains biais peu abordés dans la littérature. Son objectif est de discriminer les facteurs d'erreurs, de faux positifs ou de faux négatifs. Il s'agit de procéder à des analyses fines pour passer au crible les données et leurs limites quant à la détection et l'identification des changements. Pour cela, différents traitements des jeux de données ou de modèles les simulant ont été mis en place afin de comprendre plus finement les sources d'incertitude.

Plan du chapitre

Section 6.1 : il s'agira d'abord de tester la sensibilité des dispositifs à certains paramètres d'observation, autrement dit tester la capacité des systèmes d'observation à gérer la complexité : mode de restitution du paysage qui va de la trop grande simplification par généralisation à la génération de bruit et d'anomalies par extrapolation des éléments fins.

Section 6.2 : cette section est consacrée au compte-rendu d'une enquête de terrain visant à reproduire les conditions dans lesquelles l'information est construite par les enquêtes par échantillonnage.

Section 6.3 : les biais observateur, déjà constatés lors de l'enquête de terrain, sont ici analysés plus avant.

Section 6.4 : un dernier effet systématique moins traité par la littérature sur l'évaluation des données d'occupation du sol est développé dans cette section : l'influence de la résolution temporelle, et plus précisément de la durée de l'intervalle entre deux observations, sur la détection des changements.

6.1 Erreurs, variabilité, sensibilité

6.1.1 Sensibilité des systèmes d'observation

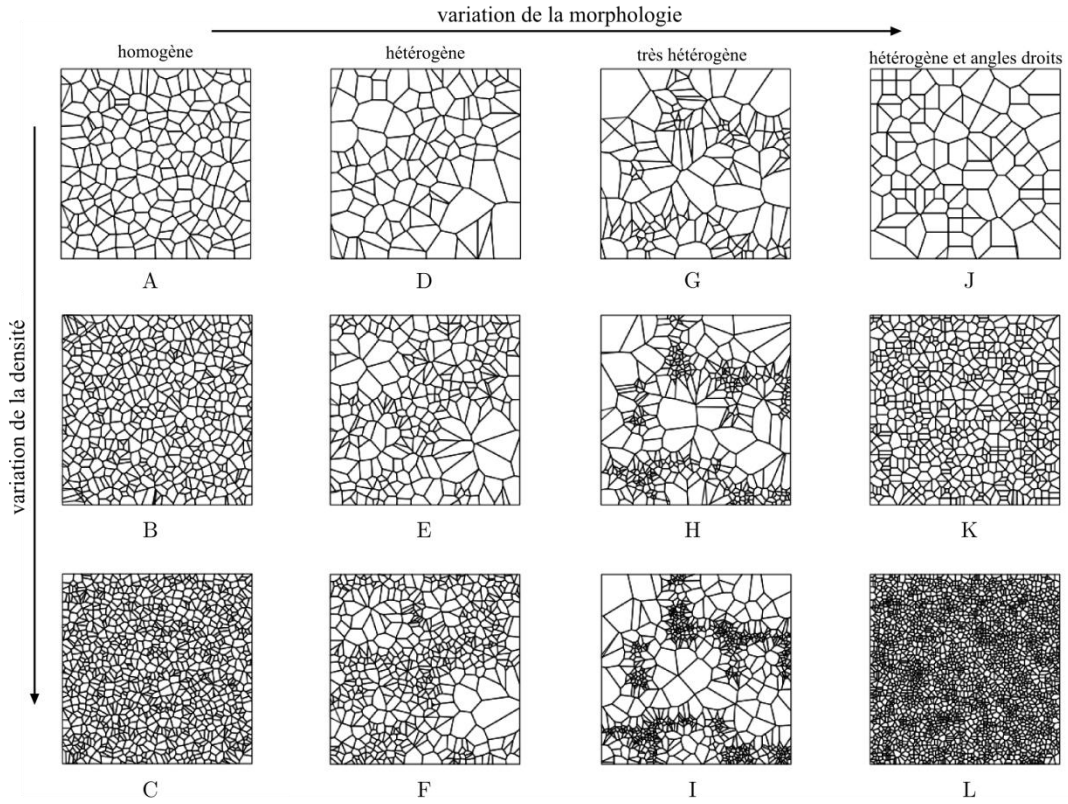
Afin de pouvoir tester des protocoles simulant les différentes techniques d'acquisition de données et tester leur sensibilité à différents niveaux de complexité paysagère, plusieurs paysages fictifs simplifiés ont été simulés sur SIG. Pour chacun d'entre eux, nous connaissons leur composition exacte (répartition de deux catégories). Puis, nous simulons différentes approches d'acquisition de données (échantillonnage ou classification satellitaire, dont les paramètres varient). Il s'agit alors de comparer les estimations ainsi établies : en observant les écarts entre ces estimations et la réalité, nous déduisons la sensibilité des modes d'observation aux variations de ces paramètres.

Simulation de paysages

Création des trames de configuration.

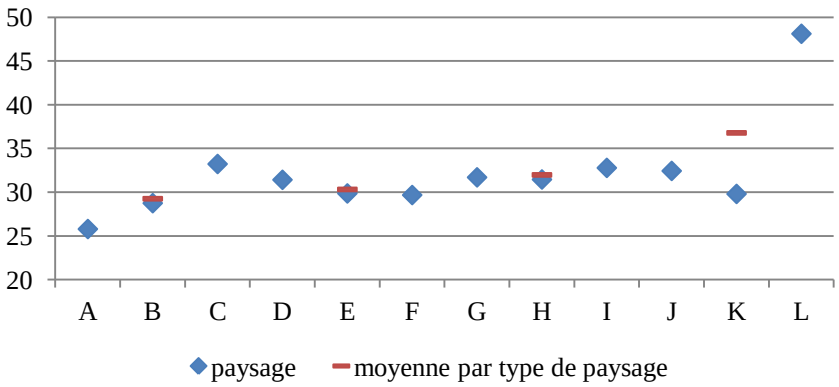
Ces trames sont réalisées par *tesselation* de diagrammes de Voronoi sous SIG (QGis), c'est-à-dire en créant des polygones automatiques à partir d'un semis de points. Ces trames d'une surface de 100km² sont ici utilisées pour représenter des paysages fictifs : en créant une mosaïque claire, cela permet de ne pas prendre en compte l'effet de flou des paysages réels et d'isoler d'autres effets. Nous appliquons différents critères de disposition des points afin de contrôler trois variables : le nombre de points (et donc leur espacement), la régularité géométrique du semis et l'homogénéité de sa densité. Ainsi, 12 configurations de trames sont créées (de A à L), à partir de 4 grands types de trame initiale (A, D, G, J) avec chacune trois types de configurations développés selon trois niveaux de densité (trames ABC pour le premier niveau, DEF pour le deuxième, etc.)

Fig. 6.1 Les 12 trames de configuration



Ces différentes trames varient selon le nombre de polygones (et donc leur taille moyenne), la régularité de leur taille, et la présence d'angles droits.

Fig. 6.2 Variation de l'indice de complexité des paysages simulés

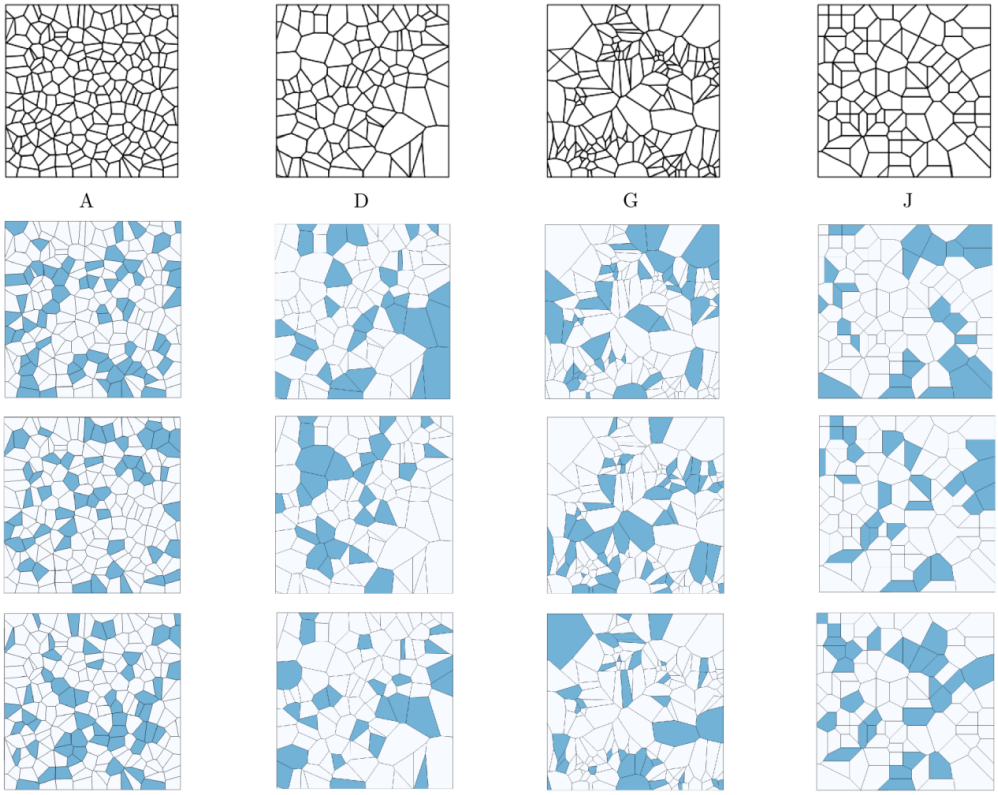


Indice de complexité construit à partir de différentes métriques paysagères simples appliquées aux polygones : nombre, moyenne, minimum, maximum et écart-type des surfaces, longueur des côtés. L'indice correspond à la somme des scores normalisés entre 1 et 10 pour chaque critère (plus le score est élevé, plus le critère gagne en complexité). La moyenne par type correspond aux 4 grands types de trames initiales. Ces configurations-types ont tendance à être de plus en plus complexes, même si l'évolution est irrégulière.

Création des états de composition

Ensuite, nous appliquons une double fonction aléatoire pour sélectionner (par tirage aléatoire) un tiers des polygones de chaque trame et leur affecter l'appartenance à la classe 1, les autres polygones restant appartenant à la classe 0. Cette affectation est répétée 10 fois pour chaque configuration de trames afin d'obtenir, par intégration, 10 cartes différentes à chaque fois. Cela permet de constater l'effet d'une configuration quelle que soit sa composition, mais aussi de considérer les différentes compositions comme autant d'états différents d'un même paysage au cours du temps.

Fig. 6.3 Construction des différentes compositions à partir de chaque configuration



On obtient par cette méthode 120 paysages simulés au total. Cette figure présente uniquement pour exemple 3 compositions pour 4 configurations.

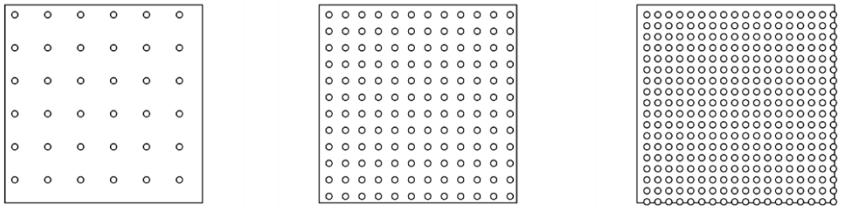
Simulation des dispositifs d'acquisition de données

Il s'agit de simuler les principes déterminant les dispositifs d'acquisition de données de systèmes existants, tels que les enquêtes par échantillonnage, les produits cartographiques vectoriels ou raster.

Créations de plans d'échantillonnage

Premièrement, les échantillonnages sont simulés : en plan régulier, type 1 (fig. 6.4.), en plan semi-aléatoire, type 2 (fig.6.5), ou en plan grappé, type 3 (fig. 6.6). Pour chacun de ces trois types, 6 tirages sont effectués (a, b, c, d, e, f) avec des nombres de points différents (a = 36 points, b = 144, c = 324 ; d = 576 ; e = 900, e = 1296). Ces nombres sont tous des multiples de 12 de manière à permettre un nombre de grappes constant. Ainsi, l'échantillonnage dit « 2c » correspond à un plan d'échantillonnage semi-aléatoire de 324 points.

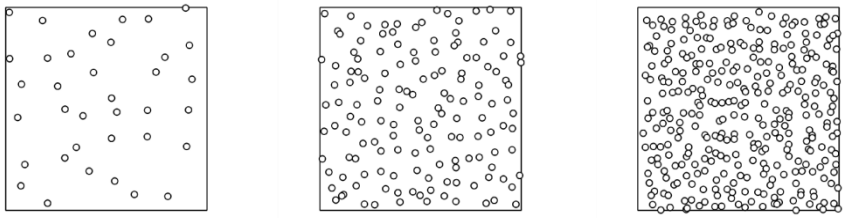
Fig. 6.4 plan d'échantillonnage régulier



a. 36 points b. 144 points c. 324 points

Plan d'échantillonnage en 36 points (6×6) ; 144 points (12×12) ; 324 points (18×18) ; 576 points (24×24) ; 900 points (30×30) ; 1296 points (36×36)

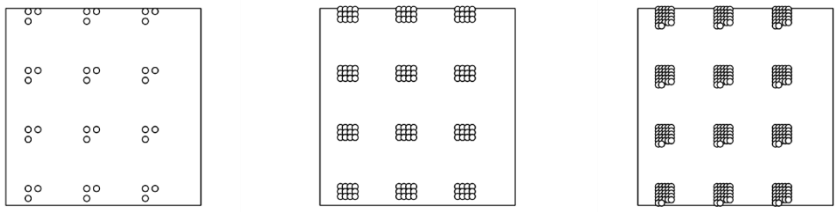
Fig. 6.5 plan d'échantillonnage semi-aléatoire



a. 36 points b. 144 points c. 324 points

Les points sont d'abord répartis régulièrement puis décalés individuellement dans une direction aléatoire, ce qui permet une couverture relativement homogène de l'ensemble de l'emprise.

Fig. 6.6 plan d'échantillonnage en grappes



a. 36 points b. 144 points c. 324 points

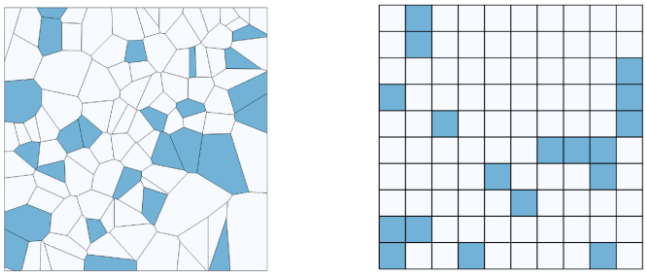
Pour parvenir au même nombre de points, des grappes en carrés sont créees, auxquelles plusieurs points par grappe sont supprimés (sur le modèle des segments enquêtés en partie seulement dans TerUti). Ainsi pour obtenir 36 points : 12 grappes de 4 points (2 rangées de 2) auxquelles on

enlève le point inférieur droit , soit (12×(2×2-1)) ; 144 points : 12 grappes de 16 points (4 rangées de 4 points) auxquelles on enlève la dernière rangée, soit (12×(4×4-4)) ; 324 points (12×(6×6-9)) ; en 576 points (12×(7×7-1)) ; 900 points (12×(9×9-6)) ; 1296 points (12×(11×11-13)).

Pixellisation

L'approche raster est simulée selon deux résolutions spatiales, c'est-à-dire en faisant varier la taille des pixels. Dans le premier cas, la grille est de 10*10 mailles, dans le second cas, de 40*40. Ces deux grilles sont ensuite superposées à chacun des 120 paysages, et une simple règle de majorité est appliquée pour déterminer le classement de chaque pixel dans la classe 0 (blanc) ou 1 (bleu).

Fig. 6.7 Exemple de pixellisation



A gauche, le paysage original (ici le n°D8) comprend 17 ensembles spatiaux (formés de 25 polygones) et la surface en bleu représente 24% du paysage. L'application du filtre raster n°1 donne (à droite) 10 ensembles (formés de 18 pixels), soit 18% du territoire : cette méthode entraîne une sous-détection d'environ 23% des surfaces bleues.

Simplification

Une approche vectorielle permet de simuler grossièrement les classifications par interprétation visuelle ou semi-automatique, orientée-objet. Il s'agit de fusionner les polygones adjacents appartenant à la même catégorie, et de ne retenir, parmi les nouveaux polygones crées, que ceux qui sont supérieurs à une certaine surface, de façon à prendre en compte l'Unité Minimale Cartographiée (UMC). La première UMC est de 1 km² et la seconde de 0.25 km² (25 ha).

Fig. 6.8 exemple de simplification vectorielle

A gauche, le paysage original (n°G3) et le résultat (à droite) après l'application de la simplification vectorielle. Les polygones en bleu clairs n'ont pas été retenus car leur superficie se trouve en deçà de l'UMC.

Résultats

Pour chacun de ces paysages, nous connaissons la surface réelle totale des polygones appartenant à la classe 1 (en bleu). Pour chacun des paysages, les différentes méthodes simulées vont permettre d'estimer cette valeur de surface en classe 1. La proximité de ces estimations avec la valeur réelle permet de mettre en avant les avantages et limites des méthodes, et d'analyser la variation de l'erreur d'estimation en fonction des différents paramètres choisis précédemment. La comparaison des performances de chaque méthode permet de compléter, de confirmer ou d'infirmer les limites déjà présentées au chapitre 3. Ainsi, chaque estimation calculée correspond à l'association de 4 paramètres :

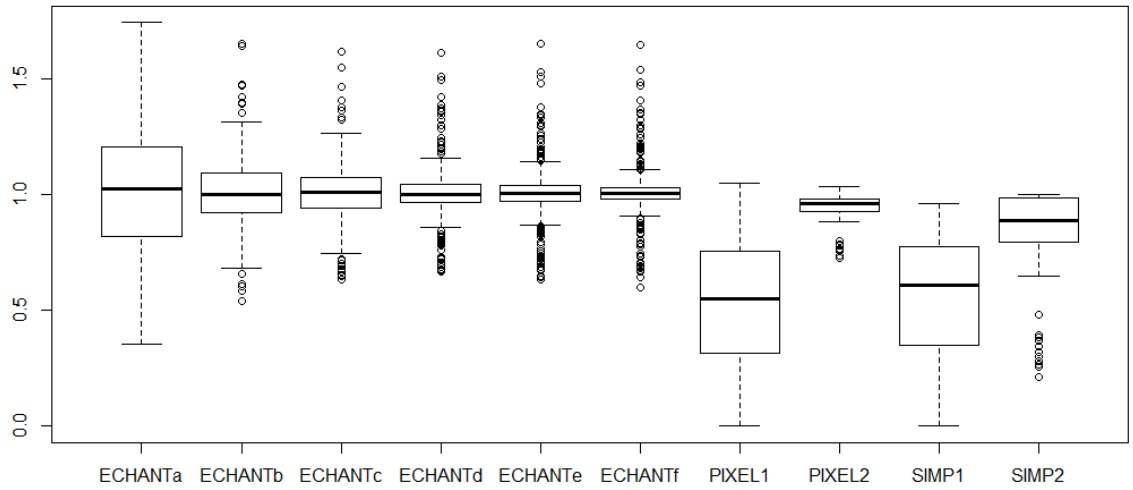
Technique × paramètre × configuration × composition

Il y a 3 techniques d'observation (échantillonnage (ECHANT), pixel (PIXEL), vectoriel (SIMP)), avec 22 paramétrages au total (3 types d'échantillonnage avec chacun 6 nombres de points ;), 12 configuration de paysage (A à L) et 10 compositions pour chaque paysage (A1 à A10, B1 à B10, etc.) soit au total 2640 estimations.

Mise en avant de l'importance de la méthode d'observation

Afin d'évaluer les performances des différentes méthodes, nous comparons la surface bleue estimée par chaque paramétrage et la valeur réelle : les estimations égales à la valeur réelle sont associées à la valeur 1. Les valeurs estimées se répartissent ainsi autour de la valeur réelle, avec une répartition normale (loi Gaussienne) en cas d'hypothèse aléatoire, ou avec une répartition spécifique (fig 6.9).

Fig. 6.9 Variation de l'estimation en fonction de la méthode et de l'échelle d'observation

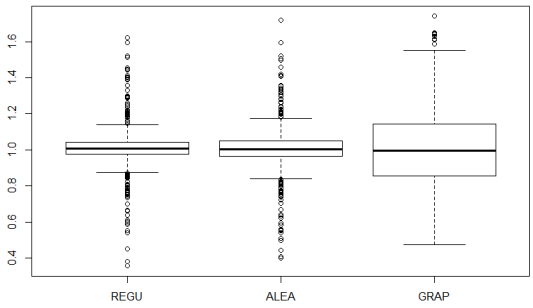


Chaque estimation est comparée à la vraie valeur : si l'estimation est égale à la référence, alors la valeur indiquée sur le graphique est 1. Au dessus ou en dessous, il s'agit d'une surestimation ou d'une sous-estimation. Les valeurs estimées au dessus surestiment la surface en classe bleu, et les valeurs en dessous la sous-estiment.

Pour l'échantillonnage, on note d'une part une forte variabilité des estimations avec 36 points (échantillonnage, paramètre a (ECHANTa), qui se réduit fortement dès l e passage à 144 points. L'augmentation du nombre d'échantillons, au-delà de 576 points (ECHANTd) n'apporte pas de plus-value (nous y reviendrons). On note de plus que malgré l'augmentation du nombre de points, des valeurs extrêmes (sous-estimation ou surestimation) sont toujours présentes. Cela suggère une

faiblesse intrinsèque de l'approche par échantillon. Enfin, on observe que le paramétrage PIXEL1 sous-estime quasi-systématiquement la surface en bleu. Avec des pixels plus précis (PIXEL2), un saut d'échelle est observé : cette résolution correspond davantage à la taille des polygones eux-mêmes. Si la sous-estimation est là-aussi quasi-systématique, la valeur médiane est en revanche beaucoup plus proche de la vérité et les différentes estimations varient très peu autour de cette médiane.

Fig. 6.10 Effet du plan d'échantillonnage sur la précision de l'estimation

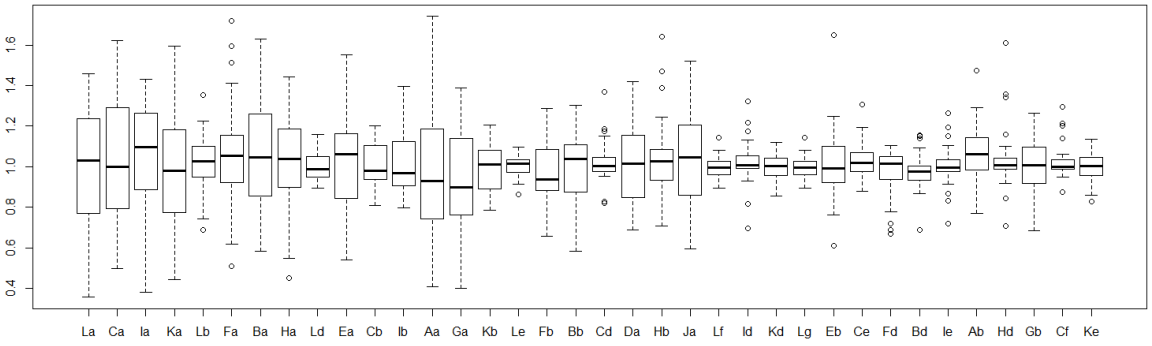


Les estimations se répartissent autour de la valeur réelle (1). Il s'agit ici d'isoler effet du type de plan d'échantillonnage. On observe que les performances du plan régulier (REGU) et du plan grappé (GRAP) sont très proches, le plan régulier étant toutefois légèrement plus précis. En revanche, le plan grappé présente une incertitude bien plus forte, puisque les quartiles inférieurs et supérieurs montrent qu'au total, 50% des estimations sous-estiment ou surestiment la vraie valeur de 15% ou plus. La disposition aléatoire des points (ALEA) obtient des performances similaires au plan régulier. Quel que soit le nombre de points, le plan grappé apparaît donc moins efficace que les plans réguliers et aléatoires.

Selon le nombre de points

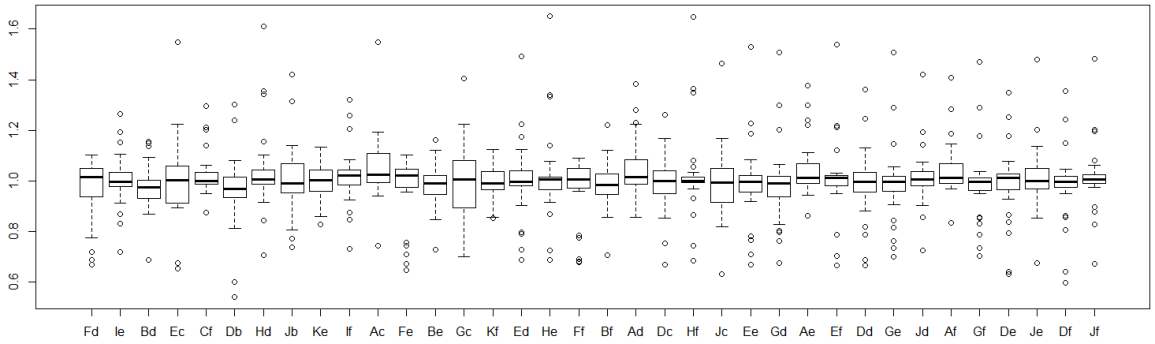
Pour chaque paysage et chaque nombre d'échantillons, le rapport entre le nombre de points d'échantillons (NbPts) et le nombre total de polygones (NbPg) est calculé. Sur 72 possibilités (12 paysages × 6 tirages), la moitié contient moins de points que de polygones, et la moitié contient plus de points que de polygones.

Fig. 6.11 Cas où il y a moins de points d'échantillonnage que de polygones



Ce graphique présente toujours les estimations au regard de la valeur réelle (1). En abscisse, les cas (paysages et nombre de points d'échantillonnage, par exemple *La*= paysage L, 36 points, *Ke*= paysage K, 900 points) sont classés selon leur rapport NbPts/NbPg croissant (à gauche, il y a beaucoup plus de polygones que d'échantillons, à droite, il y a presque autant d'échantillons que de polygones). Plus le rapport NbPts/NbPg est faible, plus l'incertitude est forte, mais l'évolution n'est pas homogène.

Fig. 6.12 Cas où il y a plus de points d'échantillonnage que de polygones

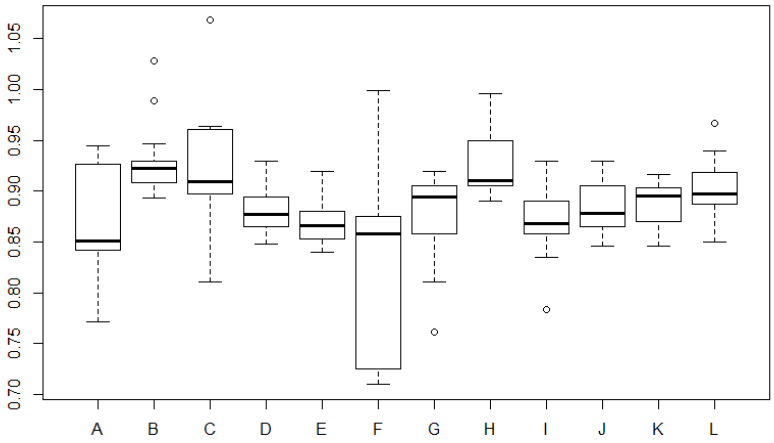


(*Voir commentaire du graphique précédent*). Une fois que le nombre d'échantillons dépasse le nombre de polygones, l'augmentation du rapport NbPts/NbPg n'apporte pas d'amélioration majeure de réduction de l'incertitude.

Variation de l'estimation en fonction de la complexité paysagère

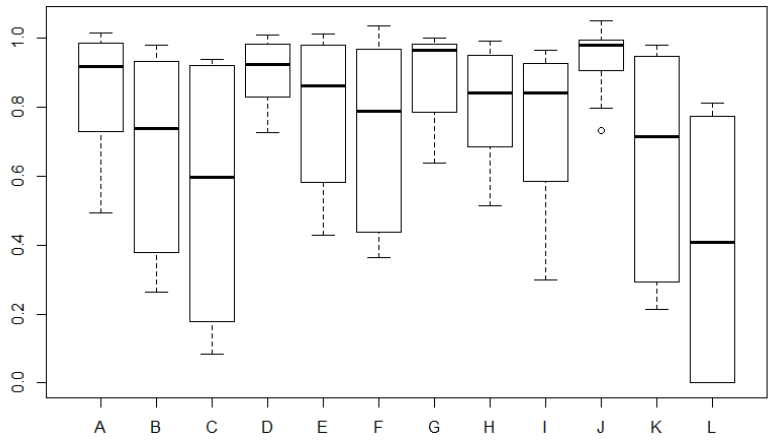
En analysant la variation de l'estimation autour de la vérité, non pas en fonction des paramètres d'observation mais en fonction des types de paysages, l'impact de la complexité de la configuration de l'occupation du sol apparaît.

Fig.6.13 Variation de l'estimation par échantillonnage en fonction du type de paysage



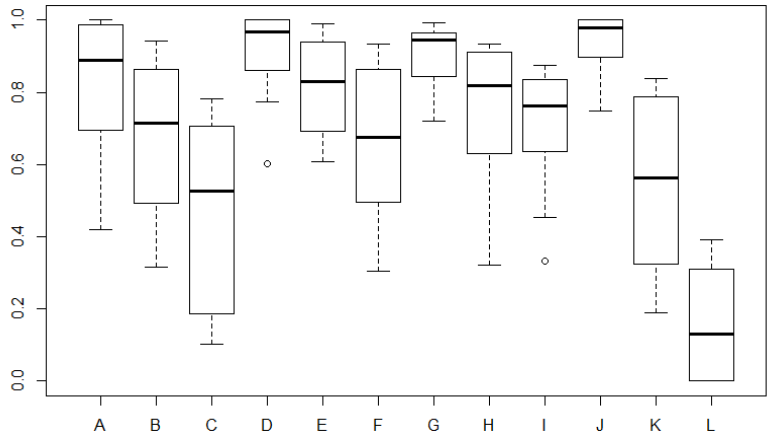
L'importante variabilité des estimations démontre l'effet réel du type de paysage sur la performance des observations par échantillonnage. Les configurations les plus difficiles à observer correspondent aux trames A (homogène, polygone de taille moyenne) et F (hétérogènes, avec des polygones moyens et très petits). En revanche, les trames B (homogène, petits polygones), C (homogène, très petits polygones) et H (hétérogène, polygones moyens et petits) sont mieux suivis.

Fig.6.14 Variation de l'estimation par pixellisation en fonction du type de paysage



Les estimations sont comparées à la valeur réelle (1). Pour chaque configuration type, la performance diminue avec la taille des polygones. Cette diminution de la performance est particulièrement marquée dans la configuration « homogène » (paysages A, B, C) et encore plus dans la configuration « hétérogène avec angles droits » (paysages J, K, L). Ce sont donc les paysages avec les polygones les plus grands (A, D, G, J) qui sont les mieux suivis ; c'est le J qui est suivi avec les meilleurs performances car les angles droits recoupent les angles droit du pixel (il y a concordance d'orientation de la trame paysagère et de la grille de pixel). Les paysage G (très hétérogène) et D (hétérogène) sont mieux estimés que des trames plus homogènes : en effet, l'approche par pixel est sensible aux grands polygones, qui ont de plus fortes de chances d'apparaître dans les trames hétérogènes.

Fig.6.15 Variation de l'estimation par simplification en fonction du type de paysage



Ce graphique compare les estimations obtenues par l'approche vectorielle (« simplification ») et la valeur réelle (1), selon les différentes trames paysagères. Pour chaque famille de paysages (A-B-C ; D-E-F ; G-H-I…), l'augmentation de la densité de polygones entraîne une baisse de la qualité de l'estimation De nouveau, J, D et G sont les trames observées avec les meilleures performances. La diminution de la performance avec la taille des polygones est très rapide avec la configuration type à angle droits (J, K, L).

6.1.2 Capacité à détecter les EPL

La notion d'éléments ponctuels et linéaire (EPL) a été présentée au chapitre 5. Il s'agit des éléments habituellement non distingués en tant qu'objet individuel par les dispositifs d'observation de l'occupation du sol, mais qui permettent en tant qu'éléments constitutifs de la trame paysagère de catégoriser la mosaïque thématique. Les différents systèmes d'observation ne sont cependant pas aveugles à ces éléments et certains les traitent comme des objets surfaciques, d'autres peuvent être mis en erreur par ces éléments qui brouillent la vue de l'espace en grandes catégories.

Vue horizontale

En photographie *in situ*, les EPL constituent la marque privilégiée du changement. Les objets ponctuels et linéaires (abers, bâtiments, haies…) sont directement identifiables sur les photographies diachroniques (fig. 6.16)

Fig. 6.16 Photographie diachronique et EPL

Clichés tirés de l'observatoire photo du paysage (Coutanceau, 2011). Sur les clichés du haut, on observe la modification des éléments de végétation linéaire (strates ligneuses, herbacées, buissonnantes) ; sur les clichés du bas, la disparition d'un arbuste a visuellement plus d'impact que la modification de l'aménagement routier.

De même, les enquêtes par visite sur le terrain de points d'échantillonnage (TerUti, LUCAS) se basent sur une observation *in situ* particulièrement sensible à la présence d'EPL. Cette évidence visuelle est telle que les objets non surfaciques sont directement intégrés à la nomenclature de ces bases de données, c'est-à-dire que le mode de représentation de l'espace constitue un ensemble mixte, composé de surfaces d'occupation du sol et d'EPL extrapolés comme des surfaces d'occupation du sol à part entière. Par exemple, dans la série TerUti-1, 4 classes sur 82 correspondent à des éléments ponctuels (étangs, arbres épars) et 5 classes à des éléments linéaires (rivière, haie, chemin, routes).

Vision verticale

L'approche exogène (point de vue vertical, représentation de l'espace « à plat ») est la plus fréquente et la plus classique (voir section 3.1). Ce type de représentation considère des surfaces hétérogènes, généralisées en une mosaïque simplifiée.

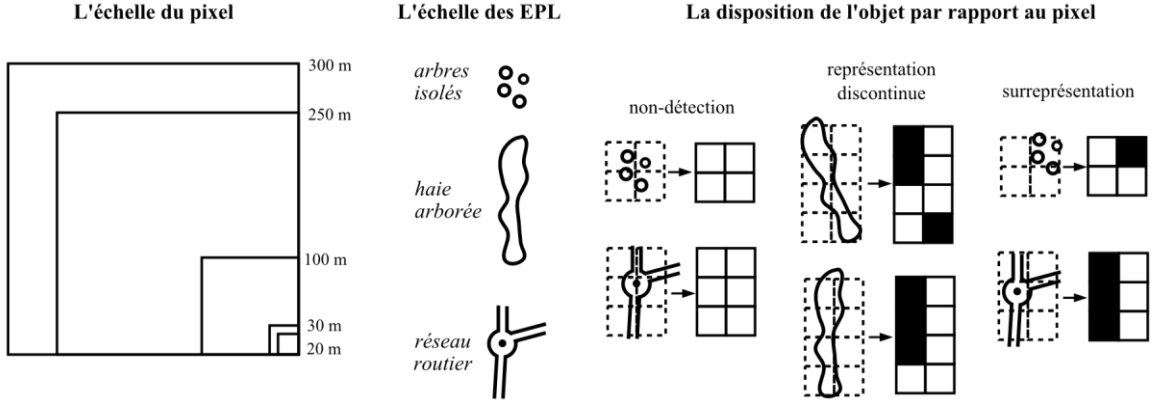
Données vectorielles

Toute base de données vectorielle peut contenir des couches de polygones, de lignes et de points. Cependant les bases de données d'occupation du sol, ayant par nature vocation à représenter des états de surface, sont uniquement constituées de couches de polygones. Des bases de données complémentaires peuvent exister, par exemple Ecoline (voir chapitre 4, section 4.4) en Île-de-France. Il s'agit d'une donnée complémentaire, qui n'est pas nécessaire car les emplacements des objets ponctuels et linéaires ont déjà été classifiés. Selon l'approche classique, il ne s'agit pas de dire qu'une carte d'occupation du sol fait une erreur en classant une zone en « cultures » alors que cette zone contient à la marge, dans la couche complémentaire, un chemin et une haie.

Données raster

Les produits raster issus de systèmes d'observation par satellite sont censés représenter les états de surface, mais en pratique ils généralisent l'ensemble des éléments présents sans distinction : le capteur enregistre des informations issues à la fois de grandes unités homogènes et d'objets ponctuels. Dès lors, il n'y a pas de traitement systématique des EPL (Eléments ponctuels et linéaires), mais simplement une dépendance à la résolution spatiale (fig. 6.17) et thématique. Le traitement des EPL dans les bases de données raster dépend donc directement de la taille du pixel : 1 km*1km pour GlobCover, 300*300m pour GLC, 250*250m pour MODIS, 100*100m (et jusqu'à 20*20m) pour HRL, 30*30m pour OSO.

Fig. 6.17. Sensibilité du pixel aux objets



Présentation sur la même échelle de pixels-types (reprenant les valeurs des données ci-dessus) et de trois EPL-types. Les schémas de droite figurent la résultante possible en valeurs de pixels. Les pixels au dessous de 100 m de côté sont les plus sensibles aux EPL. Les objets linéaires qui traversent les pixels en diagonales peuvent créer des configurations "en marches d'escaliers" (Robin, 2002). Les EPL n'entrainent pas d'effet systématique mais des effets dépendants de l'emplacement de l'objet par rapport au pixel. Conception : Robert, 2016.

Notons que certaines données, comme les *High Resolutions Layers* européennes ont un traitement différent des EPL : elles les prennent en compte mais transforment cette information discrète en information continue, via une densité de présence de ces objets.

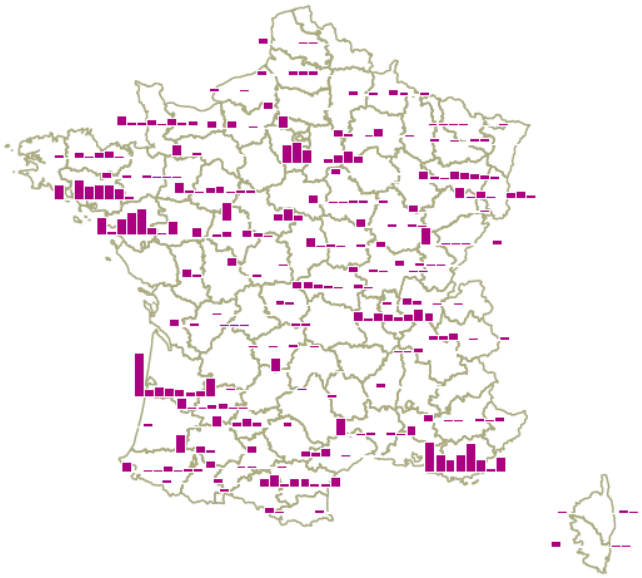
6.1.3 Anomalies, faux changements

Nous avons souligné le « *le bruit inhérent à tous ces jeux de données* » (Copenhaven et Mueller 2011), (chapitre 3), mais ce bruit est constitué d'erreurs aléatoires et de biais systématiques. Nous allons ici nous attacher à repérer ces anomalies dans les dispositifs d'enquête par visites de points d'échantillonnage, car c'est l'enquête TerUti et ses incertitudes qui a en premier soulevé une attention particulière dans le contexte de cette thèse. Il convient d'abord de souligner que pour ce type de données, il n'est pas possible de ne pas prendre en compte les points aberrants. Un point faux sera toujours statistiquement représentatif, et la représentativité des autres points repose sur prise en compte de l'ensemble des points. Contrairement à des dispositifs cartographiques, où il est possible de « gommer » un pixel isolé ou un polygone aberrant, le point est la seule information disponible dans son environnement immédiat.

Repérer les anomalies

Nous avons mené des analyses séquentielles sur les données TerUti (recherches de motifs parmi les séquences d'évolution annuelle des points, pour les codes d'occupation et d'utilisation, selon les classes d'origine et selon des classes agrégées. On peut se servir de l'approche par processus pour repérer des évolutions aberrantes, c'est-à-dire qui ne rentrent dans aucun système classique de dynamique paysagère. Une attention particulière a été portée aux séquences de désartificialisation. La carte ci-dessous illustre le nombre de points par départements et par année (entre 1981 et 1989) qui connaissent une telle conversion).

Fig. 6.18. Une anomalie : la désartificialisation

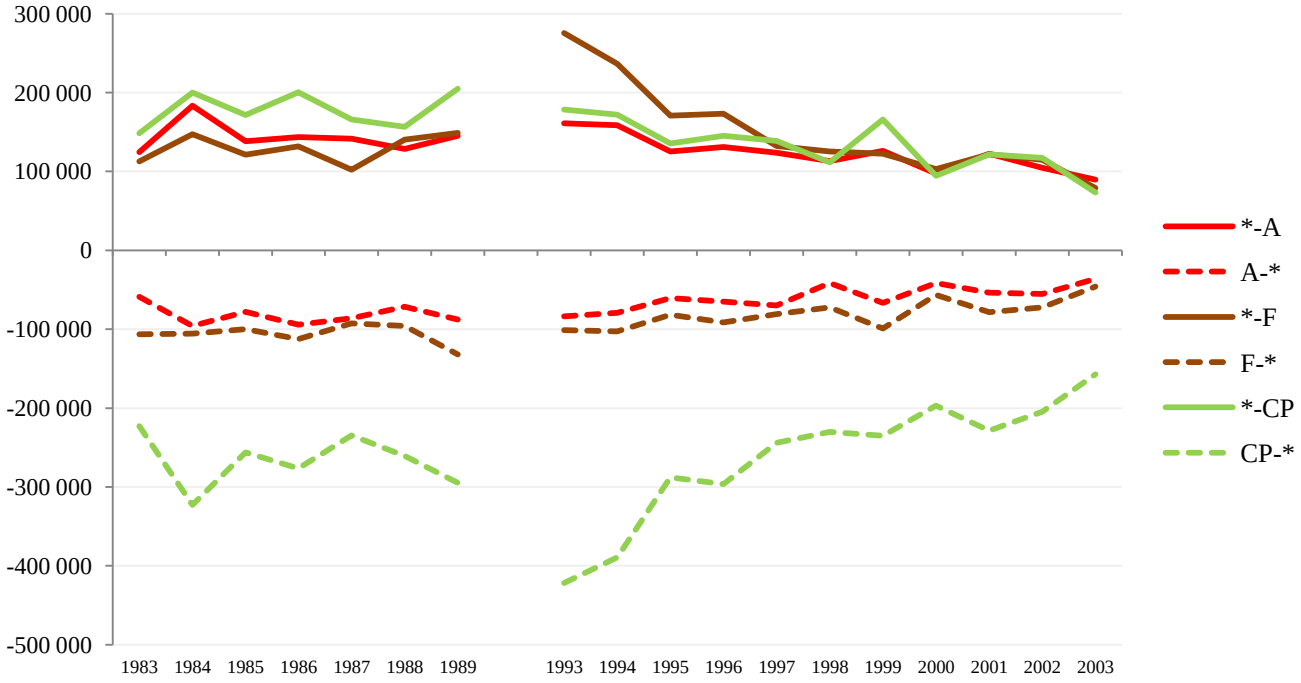


Cette carte représente, par département, le nombre de points connaissant, par année, une dynamique de « désartificialisation » (ou « dédensification »), pour la série TerUti-1. L'anomalie cartographiée ici a une dimension principalement thématique, mais aussi une dimension temporelle (lorsqu'une année est bien plus forte que les autres : c'est souvent la première année, selon un biais systématique de TerUti) ; et enfin spatiale (apparition du phénomène différenciée selon les départements : le Var, la Gironde, le Morbihan, la Loire-Atlantique et l'Essonne en particulier). Robert, 2016.

Effets de symétrie

Nous avons pu constater des différences importantes de valeurs entre les différentes données disponibles, tant pour l'estimation fixe des surfaces que pour les changements (section 4.3). Les différentes approches de production de l'information expliquent en partie ces divergences (section 3.2 et 3.3), en particulier pour ce qui est de l'unité minimale de collecte. On constate pour les séries TerUti en particulier, d'importants changements bruts. Comparer les flux bruts de direction opposée permet de distinguer les bruits des vrais changements : les processus de deux conversions opposées sont en effet très différents (boisement *versus* défrichement, artificialisation *versus* dédensification… cf. chapitre 5), et un flux dans un sens n'entraîne pas nécessairement un flux dans un autre. C'est pourtant ce que l'on constate dans les données TerUti.

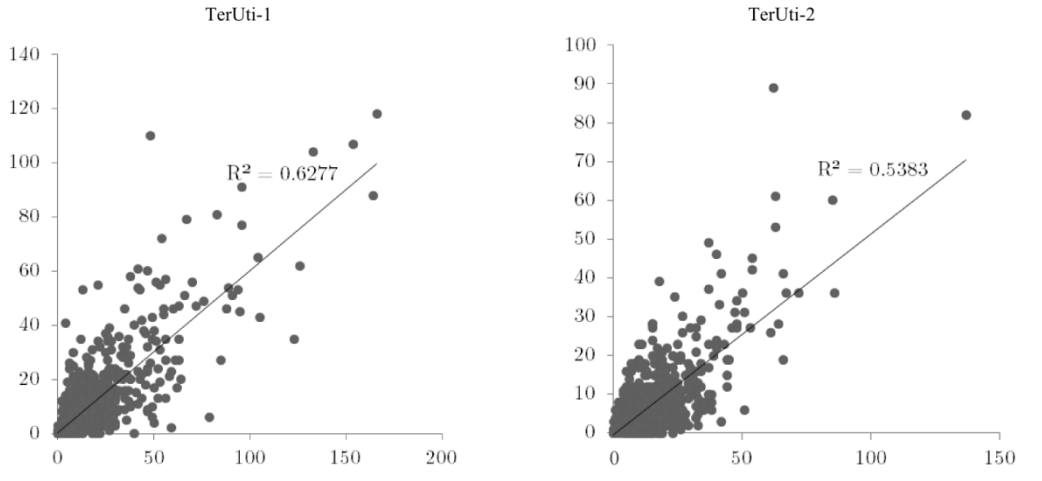
6.19 Principaux flux bruts contraires dans TerUti 1 & 2 (en ha)



L'astérisque * indique « toutes les autres classes », par exemple « *-A » signifie classe non A vers une classe A. Ce graphique présente, pour trois grands types de changements, la conversion dans un sens et dans l'autre (par exemple, en marron plein, l'afforestation, et en marron pointillé, la déforestation), de façon à souligner les effets de symétrie. Les années 1981-1982, présentant des changements trop importants, ne sont pas représentées ici par souci de lisibilité.

Cette symétrie entre flux bruts contraires ne va pas de soi : les processus induits par ces conversions ne sont pas censés être corrélés. Il semble donc qu'il s'agisse davantage d'un biais systématique que d'une réalité. Cette symétrie se retrouve-t-elle à un niveau territorial plus fin où y-a-t-il des zones avec fortes conversions dans un sens et des zones avec fortes conversions dans l'autre sens ? Si on applique le plus petit échelon disponible, le département, on constate que ce sont bien les mêmes départements qui sont concernés par des forts taux dans un sens et dans l'autre (fig. 6.20 ci-après).

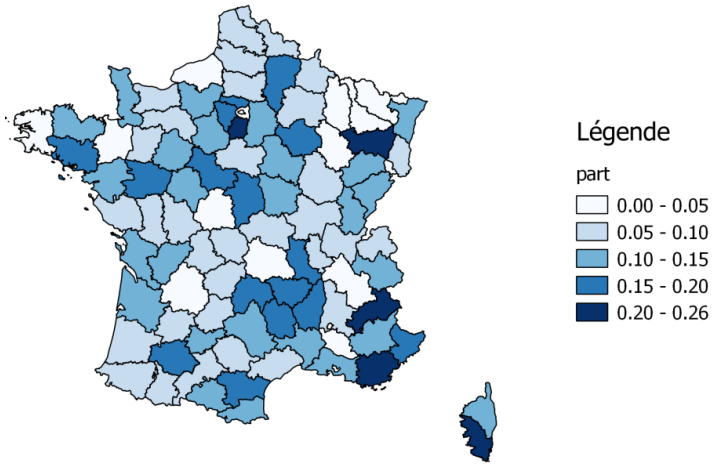
Fig. 6.20 Corrélation entre flux *de* et *vers* l'artificiel (TerUti)



En ordonnée, nombre de points, pour un département et pour une année, concernés par, un changement à destination de l'artificiel, et, en abscisse, en provenance de l'artificiel. D'après le coefficient de determinatation, 62.7% de la variable « de » est expliquée par la variable « vers ». L'exemple des flux concernant l'artificialisation, dans les deux sens, permet de vérifier l'hypothèse d'un artefact, lié notamment à des questions de nomenclature et de perception (chemin de terre et champ, pelouse artificielle et naturelle, etc.).

Il ne s'agit pas d'un phénomène également distribué entre département. La fig 6.21. cherche à mettre en avant une éventuelle logique spatiale, par exemple une surreprésentation des départements urbains.

Fig. 6.21. maximum annuel de conversion en artificiel ramené à la surface artificielle totale (TerUti-1)



Carte des surfaces maximales d'artificialisation par département pour la série TerUti-1 (en général 1981-1982) ramenées à la surface artificielle totale du département. Si les résultats semblent pertinents dans des départements à forte urbanisation (Essonne, Var), en revanche, le cas des Vosges, des Hautes-Alpes et de la Corse-du-Sud semblent plus incohérents. En une année, dans ces 5 départements, la surface détectée comme étant convertie vers l'artificiel représenterait plus de 20% de la surface déjà artificialisée. Bien entendu les flux de « désartificialisation », comme on l'a vu, permettent finalement de dessiner des évolutions nettes cohérentes, gommant ces variations brutes trop importantes. Robert, 2016.

En somme, ces changements n'ont pas de logique thématique, spatiale ni temporelle : il s'agit bien d'anomalies. Pour les expliquer, il faut recourir à des hypothèses.

Hypothèse de l'effet-enquêteur

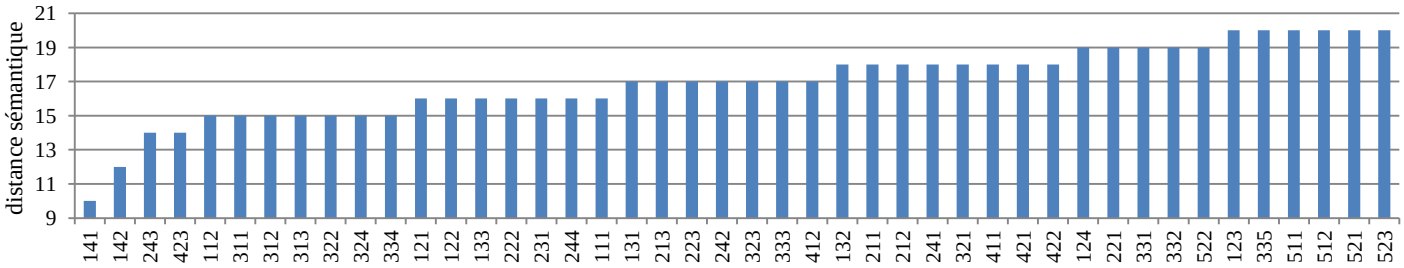
Le principe de l'échantillonnage permet d'avoir un nombre de points relativement faible tout en étant représentatifs. Or un faible nombre de points confère une grande représentativité statistique à un point, et donne donc à un point potentiellement mal classifié un poids important : l'erreur est extrapolée. Chaque enquêteur a une possibilité aléatoire de produire une erreur de classification : ce paramètre n'a pas, par principe, d'effet systématique. En revanche, il est possible de formuler l'hypothèse d'un comportement systématique, chez certains enquêteurs, visant à une sous-interprétation systématique (par exemple en ne se rendant pas sur le point), soit à une surinterprétation systématique (par exemple en souhaitant corriger l'interprétation de l'année précédente, même si le paysage n'a pas changé). Il s'agit alors pour l'enquêteur de catégoriser au mieux le point mais, en créant par là un changement d'occupation dans la base de données. Un tel artefact signifiera non pas une dynamique spécifique mais un changement d'interprétation d'une même réalité. Cela peut avoir pour cause, par exemple, l'effet d'une directive des organisateurs indiquant par exemple un regain d'attention quant à une classe en particulier ; ou bien un différentiel de formation quant à la capacité de reconnaissance des formations végétales.

Ainsi, un enquêteur TerUti visite environ 500 points, soit 10% des points d'un département moyen : s'il applique systématiquement cette sur-correction, il affecte donc une part importante des surfaces extrapolées.

6.1.4 L'effet de la nomenclature

La nomenclature joue un rôle majeur dans la capacité d'une base de donnée à suivre les changements (cf. chap.3). Les différences de définition de classes expliquent de nombreuses différences entre données (cf. chap.4). L'incertitude spécifique liée à la précision sémantique peut être analysée en mobilisant l'arsenal conceptuel des travaux d'Ahlqvist (2008, 2012, 2014). Ce type d'analyses peut mettre en avant la subjectivité de l'observateur, comme cela a été noté dans les vocabulaires des atlas de paysages (Bourbeillon, Rousselière et Salanié, 2013). Il est possible de recourir à une analyse de la proximité thématique des classes, soit entre elles (les classes d'une même nomenclature sont elles facilement distinguables les unes des autres ?) soit entre deux nomenclatures (la traduction d'une classe en un autre système est-il aisé ?). Par exemple, le graphique ci-dessous représente la facilité avec laquelle une classe CLC est « traduisible » dans le système GIEC.

Fig 6.22. Degré d'homogénéité des classes CLC



Chaque classe CLC est plus ou moins proche d'une classe de la nomenclature de destination (ici nomenclature en 11 classes basée sur le Giec) : cette distance peut être de 0 (équivalence entre la classe CLC et la classe de destination, pas de distance), de 1 (classes non équivalentes mais associées, soit parce que l'une contient l'autre, soit parce qu'elles peuvent être confondues) ou de 2 (classes très différentes). Le graphique ci-dessus figure, pour chaque classe CLC, la somme de toutes les distances aux 11 classes de destination. On compare ici le caractère hétérogène des classes entre elles. Celles qui sont traduites de façon univoque en une seule classe GIEC ont un score élevé (par exemple, les classes des surfaces en eau : 511, 512, 521, 523). A l'inverse, les classes ayant un faible score (les classes d'espaces verts artificialisés (141, 142), les classes mixtes dites en « *mosaïque* » (142, 243)), présentent plus de risque d'être associées à plusieurs classes GIEC, en fonction du type d'observation.

Cette analyse rapide, à titre d'exemple, illustre les problèmes d'interopérabilité entre systèmes de nomenclature, et montre que la difficulté de passer d'une nomenclature à l'autre se traduit en réalité de manière très inégale en fonction des classes. Les choix effectués par les producteurs de données dans la définition des catégories et la rigueur sémantique avec laquelle elles sont nommées expliquent que certaines catégories soient aisément compatibles avec d'autres systèmes ou ne soient traduisibles qu'au prix d'une dégradation de l'information initiale (par exemple traduire une classe mixte en une seule catégorie dans le système de destination). L'effet de la nomenclature sera traité, en lien avec d'autres effets, dans les sections 6.2, 6.3 et 6.4 de ce chapitre. En particulier, la section 6.4 montre un effet de diminution du taux de changement détecté en fonction du niveau d'agrégation de la nomenclature.

6.2 Biais observateurs

Cette thèse est centrée sur les données, leur construction, leurs traitements et leur pertinence, et non sur l'étude d'un terrain en tant qu'espace privilégié d'étude et d'analyse approfondie. Paradoxalement, cependant, la notion de terrain m'est particulièrement utile pour réinterroger certains biais intervenant en amont dans la production de la donnée. En effet je travaille sur certaines données acquises par de l'observation sur le terrain mais traitées et étudiées comme si ce n'était pas le cas. Or, la situation de l'observateur compte.

Le contenu de cette section reprend en partie un projet d'article rédigé avec Marianne Cohen pour la revue Espaces et Sociétés.

Pour suivre l'évolution des paysages, les données satellites sont habituellement associées à l'observation *in situ* de points de contrôle : la « vérité terrain ». Nous discutons ce statut de référence de l'information produite par observation humaine grâce à l'étude de l'effet observateur dans les enquêtes sur l'utilisation et l'occupation du sol en France (TerUti et LUCAS). La classification de l'espace en catégories prédéfinies est, comme toute évaluation environnementale, un processus déterminé, mais les causes des erreurs, aberrations ou artefacts dans l'estimation des changements d'utilisation du sol restent mal connues. Cet article recense les facteurs potentiels d'incertitude relatifs à l'effet observateur, dans ses modalités spatiales (point de vue), sémantiques (interprétation de la nomenclature) sociales et cognitives (représentations). Rendre compte de cette détermination est nécessaire pour comprendre ces données et les comparer à d'autres.

L'enquête par échantillonnage, angles d'observation et conséquences sur la production de l'information

La complémentarité des deux approches principales pour observer l'occupation du sol, télédétection et observation de points d'échantillonnage, repose notamment sur l'idée d'une complémentarité de l'œil humain par rapport au capteur satellite ; de la visite *in situ* par rapport à la télédétection ou la vue aérienne. Les méthodes d'acquisition de données par échantillonnage partent du principe que tout n'est pas observable sur le terrain. Si une machine peut classifier automatiquement les signaux qu'elle reçoit, comme le font les capteurs satellitaires, pour l'observateur, qui se déplace à pied, l'opération est beaucoup plus fastidieuse et subjective. L'observation de terrain comme simple enregistrement systématique d'information, a son propre domaine de validité. Elle est même considérée comme plus pertinente que des données acquises par des machines, au point que le terrain sert de « contrôle » visuel (appelé « *ground truth* » [vérité terrain]). Cependant, ce statut de référence est remis en cause par l'évaluation des données reposant uniquement sur ces observations. Malgré la taille de l'échantillon et les contrôles réalisés pour améliorer la qualité de l'enquête, son incertitude reste importante. Nous formulons l'hypothèse que la compréhension de cette incertitude outrepasse l'analyse des facteurs purement techniques du protocole.

Notre objectif est de mettre à jour les interactions se produisant entre l'observateur et un processus d'observation normé par des procédures techniques censées créer les conditions d'une observation impersonnelle. L'enquêteur reconstruit nécessairement le paysage perçu, et adapte ce vécu au protocole, qui lui-même anticipe le paysage attendu en prédéfinissant les objets à observer. Au travers de ces deux constructions, nous montrerons que ces dispositifs sont dépendants d'une multiplicité de facteurs qu'on peut résumer comme la *situation* de l'observateur. Cet « effet observateur », identifié dans d'autres enquêtes (Comber *et al.* 2005, Cherrill & McClean, 1999) est généralement considéré comme négligeable dans ces dispositifs pour deux raisons. D'une part, la standardisation du protocole repose sur l'hypothèse d'une homogénéité du comportement des enquêteurs. D'autre part, il est considéré que l'effet observateur est gommé par la quantité d'observations et d'observateurs : les erreurs possibles seraient explicables par des causes similaires à celles invoquées pour la télédétection. Or, la persistance de valeurs aberrantes et l'importance de la variabilité temporelle des données ne peuvent s'expliquer sans mettre en avant cette situation de

l'observateur. Notre propos soulève donc la question de la posture scientifique - et de la légitimité – des dispositifs fondés sur une observation systématique supposément neutre et objective, et permet d'appréhender les données en tant que savoir situé.

Nous proposons trois angles d'approche pour isoler les biais de ce type particulier d'observation : tout d'abord les biais méthodologiques liés au protocole de visite de placettes, ensuite les angles sémantiques et ontologiques entretenus par ces systèmes d'informations et enfin les biais cognitifs propres à l'observateur, malgré la neutralité d'un dispositif impersonnel et systématique.

Les limites des données ont plusieurs origines

Les limites des données sont, à l'origine, liées au fait que les protocoles techniques systématiques réduisent l'observation à un simple enregistrement. Ces protocoles sont des systèmes d'acquisition de données sur l'occupation et l'utilisation du sol par l'observation régulière de sites précis -ou « placettes »-, considérés comme des points d'échantillonnage représentatifs afin d'être extrapolés. Des enquêteurs – non professionnels – sont chargés de se rendre à l'emplacement de chaque point sélectionné pour y effectuer des relevés de terrain, principalement pour en renseigner l'occupation et l'usage du sol selon une nomenclature précise. Les profils des observateurs sont variés pour cette mission courte : étudiants, demandeurs d'emploi, retraités. Il n'est pas possible de disposer d'informations précises sur les enquêteurs TerUti auprès du Ministère de l'Agriculture, ni auprès des prestataires de services d'Eurostat pour LUCAS. Une campagne-type pour une enquête LUCAS nécessite environ 90 enquêteurs pour renseigner 300 à 500 placettes, pendant 2 à 4 mois, de mai à août. Ces enquêteurs sont munis d'une tablette informatique ou d'un formulaire imprimé, d'un manuel, de cartes et d'un GPS pour s'approcher au plus près de l'emplacement du point.

Les données de changement d'occupation et d'utilisation du sol obtenues par comparaison des points chaque année présentent plusieurs caractères originaux, distinctifs et difficilement explicables. D'abord, les variations brutes (ensemble des surfaces connaissant une conversion) sont très importantes relativement aux évolutions nettes (bilan de l'évolution entre deux dates, certains changements bruts se compensant). Ensuite, la structure temporelle des changements estimés présente des artefacts importants : des ruptures entre séries et des pics en début de série. Enfin, des séquences temporelles aberrantes (point connaissant successivement des occupations incohérentes) subsistent. Les photographies prises dans le dispositif LUCAS ne sont pas cohérentes avec certains codes renseignés (Büttner & Maucha, 2006). L'étude des changements subtils, de l'instabilité temporelle des estimations de changements d'utilisation et des sources d'erreurs des données de terrain est un enjeu souligné par les spécialistes (Carlotto, 2009). Les sources d'erreurs et de la variabilité des données relèvent de plusieurs causes.

Une première explication est que la méthode en elle-même entraîne des artefacts et des incohérences temporelles, c'est-à-dire des changements dits « méthodologiques » qui ne correspondent pas à de véritables conversions. Une deuxième explication est que ces données reflètent une dynamique réelle du territoire. Enfin, une troisième explication est qu'une partie de ces variations s'expliquent par un effet observateur. Les conséquences de la localisation, de l'interprétation des enquêteurs entraînent des erreurs, ou des variations qui ne correspondent pas à de véritables changements mais qui sont interprétés comme tels. Contrairement aux deux premiers facteurs explicatifs, ces biais n'ont pas encore été clairement identifiés dans la littérature existant sur ces dispositifs. Nous proposons ici de les mettre à jour.

Le biais liés au point de vue spatial

La première série de limites à l'observation systématique concerne les conditions de réalisation de l'observation, conditions balisées et bien définies par le dispositif technique. Ces dispositifs visant à enregistrer des objets spécifiques, ceux-ci sont prédéfinis et l'observation est réduite à ce processus d'application d'un protocole. Cette observation systématisée constitue une

représentation préalable du paysage entrainant de nombreux *angles morts* – thématiques et spatiaux. Cette grille de lecture peut être analysée comme une série de contraintes limitant l'observation dans une fenêtre spatio-temporelle restreinte.

Observer une surface ou des éléments du paysage ?

La difficile distinction entre surface et ensemble d'éléments paysagers est induite par la situation physique de l'observateur. L'observation *in situ* est tangentielle, c'est-à-dire que les objets sont observés de côté, et non du dessus. Les éléments paysagers (végétation, constructions) masquent une partie de la surface à observer. La complémentarité entre les points de vue du dessus et du dedans est utile en écologie du paysage et en biogéographie (Galochet, 2002), mais ces deux points de vues ne doivent pas être pensés comme directement inter-compatibles ou transposables. Or, les dispositifs d'observation de points d'échantillonnage partent de ce principe de transposition.

Le champ de vision réel et la fenêtre d'observation théorique.

Chaque enquêteur doit visiter une série d'éléments d'échantillonnage, organisés selon une logique spatiale qui est appréhendable non à l'échelle du terrain, mais indirectement par comparaison entre le point positionné sur la carte topographique et la vue du territoire. Ainsi, en opposition à son expérience première, l'observateur-enquêteur ne doit pas observer le paysage qui s'offre à lui mais doit renseigner à quelle catégorie appartient un point prédéterminé de ce paysage. La fenêtre d'observation constitue l'espace commun entre l'échelle générale du plan d'échantillonnage et l'échelle particulière de l'observation *in situ*. Par exemple, le seuil de surface comme critère de définition de la forêt peut être une source d'incertitude quant au suivi des surfaces forestières (Magdon et Kleinn, 2013). Dans les systèmes étudiés, un espace boisé inférieur à 0,5 ha doit être comptabilisé comme un bosquet ; un autre critère, le seuil de couverture arborée, différenciant les bosquets des milieux plus ouverts. Cela pose problème lorsque l'espace étudié est hétérogène et ne présente pas le même taux de couverture arborée dans l'ensemble de la fenêtre d'observation utilisée par l'enquêteur. Enfin, seule l'enquête LUCAS diffuse des informations sur la distance des enquêteurs à chaque point. En 2009 et en 2012, pour l'enquête LUCAS, 64% des points ont été observés avec une fenêtre élargie, 5 à 7% ont été décalés (à 78 et 79% vers le Nord); seuls 31 à 34% des enquêteurs se sont déplacés jusqu'au point lui-même (à moins de 1,5m). Ainsi, la majorité des points observés le sont à distance : cela peut constituer un indicateur d'incertitude.

Les erreurs de localisation.

Enfin, reste l'erreur possible de localisation. L'emplacement du point est un important facteur d'incertitude : celui-ci peut être difficilement accessible, ou localisable avec précision en l'absence de points de repères. Certaines valeurs aberrantes peuvent être expliquées par de telles erreurs. Pour les séries TerUti 1 et 2, la localisation des points était déterminée manuellement sur des photographies aériennes : le paysage pouvait évoluer et la précision n'était pas optimale. Le géoréférencement et l'usage du GPS a permis de corriger ce biais pour les séries TerUti 3 et LUCAS, et assure un emplacement constant et stable des points, dans les limites de précision des GPS.

L'expérience holistique du paysage et la quantification de l'espace.

Dans ces dispositifs, l'espace est vu comme une *population*, au sens statistique, où l'on peut sélectionner aléatoirement des échantillons. Or l'espace géographique est différencié, dans ses usages et représentations : il est anisotrope. Chaque point a le même poids statistique, mais n'a pas le même poids dans le système de représentation de l'observateur. La pratique particulière de l'espace qu'engendre le protocole influence la manière de saisir le paysage. Dans ces processus, il est interprété, point par point, selon l'occupation puis l'utilisation ; alors que l'expérience est holistique, l'occupation et l'utilisation du sol sont perçues simultanément. La méthode s'inscrit dans une logique de discrétisation du paysage, incompatible avec le regard de l'observateur. Peu de temps est consacré à l'observation des points, et l'essentiel du temps de l'enquête est occupé par le trajet entre les points et jusqu'aux points, temps pendant lequel l'environnement est aussi observé. La méthode est donc discrète mais la perception continue.

Des dimensions ontologiques et sémantiques non explicitées

La grille de lecture des enquêtes par échantillonnage correspond à un protocole apparemment simple mais qui renvoie en réalité à une triple représentation du paysage, comme agencement visuel, comme construction biophysique et anthropique, et comme représentation mentale, sociale, culturelle. Ces trois dimensions correspondent au « *système producteur, visuel et utilisateur* » de Brossard et Wieber (1984). L'analyse des données d'occupation et d'utilisation du sol par observation de points met presque toujours l'accent sur la classification comme résultat, sur les catégories assignées aux points et extrapolées aux surfaces. Or la classification comme processus déborde le cadre technique imposé. Deux systèmes de représentation conditionnent l'identification et la qualification des placettes, avec leur ontologie et leur sémantique propre : celui de la nomenclature et celui de l'observateur. La dimension ontologique de ces enquêtes, jamais indiquée dans les métadonnées (Comber et al. 2005), est pourtant cruciale pour comprendre le champ de validité de l'information, pour prendre en compte la situation à partir de laquelle l'information a été produite et la représentation sous-jacente de l'espace, du territoire, des objets et des dynamiques dont il est question. Ces systèmes d'information et les bases de données qu'ils produisent ont une sémantique qui va faciliter certaines lectures. Or les règles de sémantique varient selon les objets géographiques, selon qu'il s'agit d'artefacts (constructions définies par leur usage, leur taille), des espaces de production agricole (parcelles définies par l'espèce cultivée ou l'état du sol), des milieux naturels (milieux définis par des seuils de surface, de hauteur et de densité de végétation …). L'application de cette sémantique différenciée par l'observateur entraîne alors un nouveau facteur d'incertitude.

Des nomenclatures marquées par une ontologie technique.

La nomenclature de ces systèmes est une construction mixte qui associe différentes ontologies. TerUti est marqué par le référentiel agronomique, la moitié des classes appartenant à la catégorie agricole (40 classes sur 81 pour les deux premières séries, 33 classes sur 57 pour la troisième). Les prairies temporaires sont définies non seulement par leur couvert végétal, mais aussi par leur durée de vie : au-delà de 5 ans, une prairie semée n'est plus temporaire, mais permanente. Toutefois, l'estimation visuelle de la durée de vie d'une prairie n'est pas triviale, elle suppose de reconnaître les mélanges d'espèces utilisées pour les semis et leur mélange progressif avec des espèces spontanées, de détecter les marques du semis dans le tapis végétal, ce qui échappe à certains observateurs. Dès lors, on remarque de nombreux changements intervenant entre prairie temporaire et permanente dans les séries temporelles, avec des alternances et des séries aberrantes avec par exemple des « prairies permanentes » présentes temporairement voire cycliquement. Des problèmes analogues d'adaptation entre la situation de l'observateur et le contexte technique de la nomenclature se posent pour la forêt. Les classes forestières sont en effet marquées par cette technicité. En France, la définition de la forêt a fait l'objet de règles d'harmonisation, notamment entre TerUti et l'Inventaire Forestier National. Cependant, l'application de seuils quantitatifs pour la classification d'une surface en forêt complique le rôle de l'enquêteur. En dessous d'un demi-hectare, et de 10% de taux de couverture arborée, un espace boisé ne peut être classé en « forêt » ; il faut de plus tenir compte de la hauteur potentielle de l'arbre. Autant de critères qui s'opposent au regard non-technicien de l'enquêteur.

De plus la nomenclature, avec ses classes fonctionnelles, reflète l'importance du "système producteur" du paysage dans la lecture de l'espace qu'elle propose: c'est bien l'espace comme produit, comme territoire habité, valorisé, géré dont ces systèmes traitent. Contrairement à l'occupation du sol, son *utilisation* n'est pas directement observable: l'identifier « requiert une interprétation socio-économique des activités qui s'y trouvent » (Fisher et *al.* 2005). En cela, les nomenclatures reflètent plus leur appartenance institutionnelle qu'une construction scientifique. En règle générale, les systèmes de suivi entrainent une confusion entre usage, occupation et fonction. Cela induit une lecture du paysage qui privilégie le contenu (le signifié) sur la forme (le signifiant). Ce qui distingue une friche d'une pelouse ou d'une lande, n'est pas forcément sa forme mais des éléments fonctionnels, et notamment le contexte dans lequel s'inscrit l'espace – le contexte spatial (terrains avoisinants) et temporel (le cycle ou la transition d'usage dans lesquels il se situe).

Réalités floues et catégories précises ?

L'expérience première de l'observation peut être celle de la reconnaissance : l'objet est déjà identifié dans un référentiel qui précède celui de la nomenclature. Mais elle peut aussi être l'expérience de l'inconnu, de l'incertain. Le point, étant localisé aveuglément, peut se situer précisément à des endroits difficilement réductibles à une interprétation certaine. Face à des espaces incertains, la nomenclature induit une observation dirigée vers la reconnaissance d'unités distinctes. La nomenclature peut renvoyer aussi à une forme incertaine en adoptant une sémantique floue – qui tranche avec d'autres catégories à la sémantique très précise. Le cas des maquis et garrigues est un bon exemple. Comme des recherches l'ont montré en Australie, une forte incertitude est associée aux données d'observation pour des espaces naturels ouverts à végétation éparse (Zhou et *al*. 1998).

Statut de l'observateur et statut de l'information : les biais cognitifs.

Si le protocole constitue une grille de lecture, la perception en elle-même est dépendante de la situation de l'observateur et présente une série de biais cognitifs qui affecte l'exercice de l'observation systématique. Il est nécessaire, pour comprendre la production de ces données, de remettre en question l'objectivité de l'observateur et son simple rôle d'enregistreur, qui serait garantie par le protocole et la nomenclature. Nous postulons que l'objectivation ne peut être totale et annuler les effets des biais cognitifs sur le processus de classification. Nous faisons ici référence à la dimension propre à l'observateur, en tant qu'observant le paysage vécu ou perçu, en tant que catégorie sociale, en tant qu'ayant une connaissance préalable, savante ou non, des objets qui constituent le territoire et de leur définition. La construction théorique du terrain précède sa visite, le dispositif limite et dirige l'observation, mais les biais cognitifs de l'observateur lui préexistent.

Biais temporel : confirmation ou infirmation de la stabilité

L'observateur n'enquête pas directement sur un changement mais doit renseigner l'état actuel le plus précisément possible. Cette exigence de précision peut le conduire à opérer une classification différente de celle effectuée l'an passée non pas parce que le paysage aurait changé mais parce qu'elle lui semble plus juste. Ces corrections sont cependant transposées en changements et peuvent expliquer une partie des séquences aberrantes. Cependant l'observateur sait qu'il doit observer un point pour vérifier s'il a changé ou s'il est resté stable. Non seulement il a une connaissance de la classification antérieure mais il a aussi une représentation du futur possible (si la forêt tend à s'étendre, si un panneau indique un futur projet d'aménagement, si une prairie temporaire est en train d'évoluer vers une prairie permanente…). Ce contexte temporel, donné ou imaginé, joue, et l'interprétation de la dynamique paysagère amène l'observateur à classer le point non uniquement en fonction de son aspect mais en fonction d'une dynamique générale du paysage induite de ces informations, afin que le classement actuel et particulier du point corresponde à cette compréhension générale du territoire (par exemple stable ou en conversion, évoluant d'un degré fort de naturalité à une artificialisation). Enfin, compte tenu de l'importance des changements en début de série (figure 1), nous pouvons faire l'hypothèse d'un effet d'apprentissage, où la possibilité de tenir compte de classements antérieurs tendrait à minimiser la détection de changement et à favoriser la confirmation des classements antérieurs.

L'influence du contexte spatio-temporel

L'observation du point n'est pas isolée : on ne peut comparer un échantillonnage effectué sur une image satellite, où le reste de l'espace peut être masqué, avec une visite de l'échantillon : l'enquêteur n'est pas aveugle à l'environnement immédiat du point. Cette influence est nécessaire car c'est généralement le seul moyen de comprendre à quel ensemble appartient le point observé. Le classement d'un point se fait alors selon la compréhension de l'environnement. C'est ainsi qu'un espace de composition similaire aura une interprétation agricole, périurbaine ou naturelle en fonction du contexte. L'enquêteur est aussi influencé par les interprétations des autres points. Sa perception privilégie la reconnaissance de formes et de configurations déjà connues parce que les points précédemment classifiés pendant un même inventaire, l'ont été dans cette même catégorie : ce biais de référence peut alors entraîner un effet d'auto-corrélation spatiale puisque des points voisins,

appartenant à un même ensemble paysager, seront classés selon la même logique parce que visités par un même enquêteur. Ce biais peut-être particulièrement marqué dans le cas de points regroupés en grappes.

Le degré d'expertise et la connaissance préalable du terrain

Le classement d'une surface en lande ou en forêt fait appel à une expertise : d'une part, forêt est un terme immédiatement associé à une image, dans l'imaginaire occidental (futaie dense de feuillus), la lande à une surface buissonnante. Pourtant, ces catégories ne sont pas toujours aussi contrastées. Les boisements lâches de l'espace méditerranéen ont été identifiés comme cause d'une différence d'estimation de la surface forestière entre l'IFN et TerUti (Dereix et *al*. 2011). Ce problème de classification différenciée de ces formations végétales hybrides est un problème récurrent, en particulier pour les espaces méditerranéens (Neumann, 2014). La classification dépend ici de critères très précis, correspondant à des seuils qu'il est difficile d'évaluer visuellement : taux de couvert des arbres supérieur à 10%, hauteur potentielle in situ des peuplements adultes supérieure à 5 m. L'intervention de la notion de potentiel induit clairement l'attente d'une expertise de forestier, puisqu'il fait appel à une capacité d'estimation au-delà de l'état visible. D'où une claire différence entre le personnel qualifié de l'IFN et les enquêteurs volontaires de TerUti. L'effet du degré d'expertise sur la qualité de la classification d'espaces particuliers, en particulier les milieux ouverts agricoles et semi-naturels, a été démontré sur d'autres dispositifs participatifs par externalisation ouverte (*crowdsourcing*) où la donnée provient de contributeurs volontaires d'experts et de non-experts (See et *al*. 2013).

Représentations sociales, culturelles et individuelles.

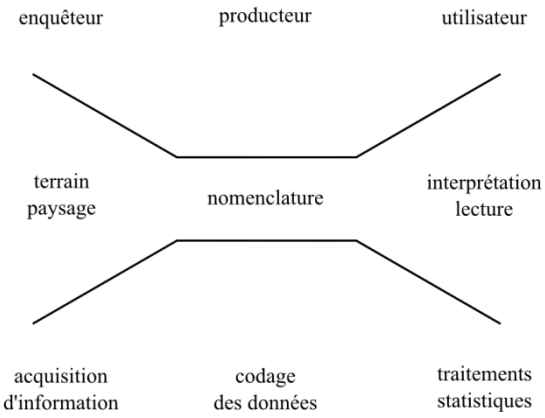
L'opération de classification de placettes selon des catégories d'utilisation et d'occupation relève in fine d'une forme particulière d'évaluation (qualitative) environnementale. Cette évaluation est marquée par des représentations sociales. En reprenant les quatre paradigmes de Zube (1992) (le paradigme de l'expert considéré comme le seul à pouvoir apprécier l'environnement, le paradigme psycho-physique, le paradigme cognitif et le paradigme phénoménologique ou de l'espace vécu), on peut souligner avec Moser (2009) l'importance du paradigme de l'espace vécu qui entraîne le passage d'une l'évaluation de l'environnement selon des critères définis par les experts, à l'évaluation faîte par les enquêteurs eux-mêmes - qui sont aussi des habitants du paysage- en fonction de leur propres critères.

L'observateur est marqué par une proximité ou une distance culturelle avec l'espace qu'il observe, en particulier avec la dimension « système producteur » du paysage. L'univers de représentation de l'enquêteur va situer son observation, dans le sens où il va donner de l'importance à certains éléments plutôt qu'à d'autres. Ce sont les configurations qui correspondent à des « types » bien définis, et qui sont cohérents avec les valeurs que l'observateur projette sur l'espace qu'il visite. Ainsi, pour un enquêteur, un espace de friches agricoles, parsemé d'arbres et situé en bordure de forêt, va être associé à un haut degré de naturalité : c'est le potentiel de boisement qui va être considéré comme référence et influencer le classement dans une catégorie semi-naturelle. Pour un autre, sensible à la dimension agricole, sociale, alimentaire, c'est la perte d'espace agricole qui va primer lors de la classification. Dans cette optique, la dynamique d'évolution des surfaces des zones humides est très dépendante de la façon dont les observateurs considèrent ces zones humides, souvent définies selon des catégories d'occupation plus larges (culture, prairie, landes, etc.) en considérant que leur humidité n'est qu'un aspect non prioritaire car trop temporaire ou trop peu visible. La forêt est elle aussi marquée de représentations très fortes, qui ne correspondent pas à la diversité des formes rencontrées. L'attachement personnel de l'observateur à certaines formes de paysage affecte la précision avec laquelle un changement va être détecté. En effet, un changement paysager est interprété comme une amélioration ou une dégradation, selon un point de vue esthétique, fonctionnel, naturaliste, etc. Ce sont les perceptions différenciées du degré de naturalité des espaces qui peuvent entraîner des classifications opposées. Les observateurs urbains ont tendance à percevoir l'aspect ordonné dans les milieux périurbains et l'aspect sauvage dans les milieux très peu denses (Nassauer, 1995a). En moyenne sur la série TerUti 1, les surfaces classées en « friches » et « landes » sont associées à 87% et 70% respectivement, à la catégorie d'usage « absence d'usage ou inconnu », alors que pour l'ensemble

des classes d'occupation, cet usage d'inconnu tombe à 11% en moyenne. Cette déqualification de la friche peut être mise en relation avec les représentations sociales assez négatives lui étant associées (Luginbühl 1999, Cohen (dir.), 2003).

C'est donc l'écart entre, d'une part, l'expérience multiple, diachronique de l'observation et le protocole simple et synchronique puis d'autre part entre cette collecte d'information et l'extrapolation en données qui fait apparaître des variabilités et des artefacts dans les données sur l'évolution du territoire. Ces changements successifs d'échelles spatio-temporelles, de cadres sémantiques et ontologiques (figure 3) expliquent la difficulté à rendre compte aisément des incertitudes des informations produites, surtout dès lors qu'on les compare entre elles.

Fig 6.23 De l'expérience de terrain à la donnée



La construction des données par les enquêtes d'échantillonnage fait se correspondre successivement trois modes de compréhension de l'espace. La métaphore du cinéma permet d'illustrer le processus de codage d'une partie de la réalité perçue et de restitution virtuelle de cette réalité. L'expérience de l'enquêteur, en entrée de ce système de production d'information, de même que l'interprétation publique des données, en sortie, débordent du champ de validité réduit du système de classification central. Conception : Auteurs.

Conclusion

L'observation, même systématique, reste un acte complexe et une expérience dont il faut assumer la subjectivité pour en tirer une « vérité objective ». La situation des enquêteurs ne peut être omise en considérant simplement l'observation comme un enregistrement similaire à celui d'une machine. La donnée d'observation sur le terrain n'est pas forcément plus « vraie » dès lors qu'elle applique les mêmes procédures systématiques que les dispositifs automatiques : elle est une lecture particulière de l'espace. En somme, l'observation procède d'une construction à des niveaux multiples. Dans des procédures a priori balisées, il existe finalement une marge d'incertitude non négligeable. Si on ne prend pas en compte l'observateur, le facteur humain, la nécessaire interprétation et simplification d'une complexité spatio-temporelle, on ne comprend pas les incohérences, les "imperfections" des jeux de données. L'observateur en tant qu'individu n'est d'ordinaire pas pris en compte dans l'analyse des informations qu'il a produites via ces procédures. Or dès lors que l'on creuse les questions soulevées par les incertitudes mêmes de ces données, on ne peut que le remettre au centre de l'attention. Avec l'émergence de bases de données collaboratives, l'identification de ces biais est d'autant plus nécessaire que le rôle de l'observation et de l'interprétation sera décentralisé.

6.3 Le terrain

Il s'agit dans cette section de mettre certaines hypothèses de travail, notamment présentées dans la section précédente, à l'épreuve du terrain.

Rôle du terrain

Le terrain est une notion heuristique puisqu'elle permet de réinterroger les processus de construction de l'information, portée par un certain rapport à l'espace et à l'environnement, et par des modes de perception normés non seulement par des protocoles techniques mais aussi par des motifs culturels et subjectifs. Dans ce cas, le terrain est le lieu initial de la création de la donnée. Mais il peut aussi être un lieu complémentaire ou supplémentaire. Comme approche complémentaire, le terrain est typiquement le lieu de la vérification systématique (la vérité-terrain), en particulier pour les données issues de données satellitaires (voir chapitre 3). L'approche supplémentaire est plus exploratoire et permet de comprendre les processus à l'œuvre (voir chapitre 5) par exemple en observant les marques des changements (friches récentes, âge des peuplements forestiers, reconquête des herbacées, état du bâti...), ces indices pouvant témoigner de changements récents ou bien attester d'une persistance ancienne de l'utilisation (ou de la non-utilisation). En cela, le terrain permet aussi de déployer des techniques d'observation qu'on ne peut reproduire à grande échelle. L'enquête présentée ci-après considère le terrain comme lieu de création de la donnée.

Compte-rendu de l'enquête de terrain (Luzarches)

Objectifs

Une étude locale in situ sur l'occupation et l'utilisation du sol, selon un protocole d'observation le plus proche possible du protocole TerUti, permet de se confronter aux difficultés d'acquisition d'informations, d'interprétation du paysage et aux différentes incertitudes qui émergent du terrain. Renseigner ces facteurs d'incertitude permet de mieux comprendre les erreurs et biais que présente TerUti, et d'avoir un regard plus précis sur les impacts de ses modalités d'acquisition des données, en particulier l'effet du plan de sondage et la disposition des points. Plus généralement, l'objectif est d'évaluer visuellement les effets de la complexité paysagère sur l'interprétation des surfaces, mais aussi d'évaluer la pertinence de différentes nomenclatures au regard des réalités de terrain. La prise de clichés des points incertains permettra une enquête secondaire d'interprétation de ces photos par un groupe différent. Enfin, cette enquête a pour objectif de confirmer ou d'infirmer les différentes hypothèses établies précédemment concernant l'impact de la situation de l'enquêteur sur la qualité et la fiabilité de ses interprétations.

Protocole et méthodologie

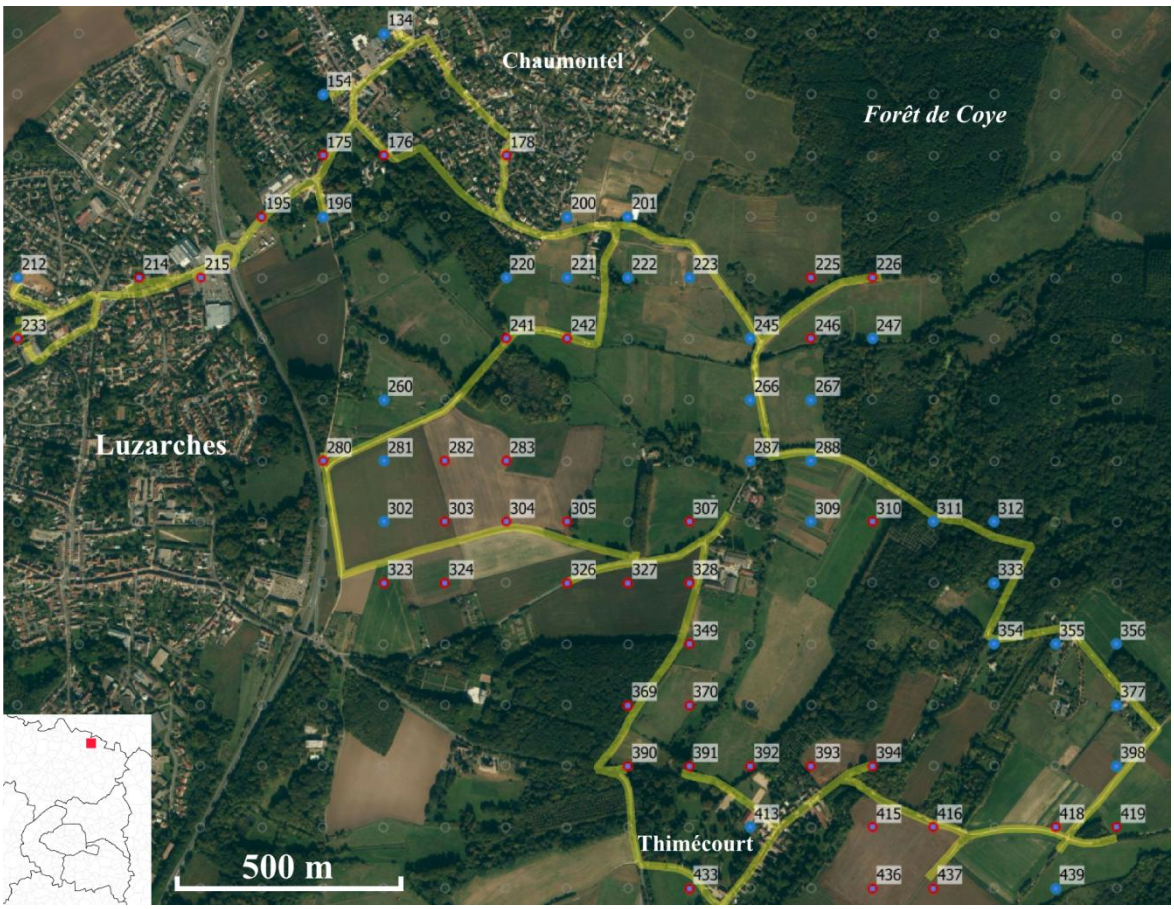
Une enquête de terrain a été réalisée avec Etienne Mathias le mercredi 24 juin 2015 à Luzarches (Val d'Oise), à vélo. L'emplacement a été sélectionné selon deux critères : une localisation dans une zone de recouvrement entre deux MOS (Picardie et Ile-de-France), de manière à ce que les informations produites s'inscrivent dans le cadre d'une zone pour laquelle plusieurs données précises sont disponibles ; ensuite, au sein de ce territoire, une zone plus restreinte, accessible en train et comprenant des espaces diversifiés (agricoles, urbain, forestiers), a été sélectionnée. Une série de points d'enquête a été disposée automatiquement en fonction d'un pas d'écartement régulier de 150 m entre chaque point. Une visite systématique d'une partie de ces points a ensuite été réalisée. Un

dispositif technique – ordinateur muni d'un programme Access affichant, pour chaque point, son emplacement, ses coordonnées GPS, les champs à remplir (classes d'occupation, d'utilisation, incertitude, voir ci-dessous) a permis de saisir directement les informations observées dans la base de données (tableau. 6.1). Au total, le parcours réalisé a permis l'observation de 70 points (fig. 6.24) sur une journée (dont 6 h d'observation) comparable au « rendement » d'un enquêteur TerUti.

Tableau 6.1 : structure de la table d'information

Champ	Contenu
Observation	*Distance à laquelle le point est observé (de près, de loin, non observé)*
LC_ter1	*Classe d'occupation principale dans la nomenclature TerUti-LUCAS*
LCter2	*Classe d'occupation secondaire dans la nomenclature TerUti-LUCAS*
LC IPCC	*Classe d'occupation dans la nomenclature GIEC*
LC-IPCCFR	*Classe d'occupation dans la nomenclature CITEPA*
LC_doute	*Degré d'incertitude associé à l'interprétation de l'occupation*
LU_Ter1	*Classe d'utilisation principale dans la nomenclature TerUti-LUCAS*
LU_doute	*Degré d'incertitude associé à l'interprétation de l'utilisation*
EPL	*Eléments ponctuels ou linéaires présent dans la fenêtre d'observation*
Date	*Date et heure d'observation du point*
Commentaire	*Remarques liées aux conditions d'observation et à l'interprétation*

Fig 6.24. Parcours et points observés

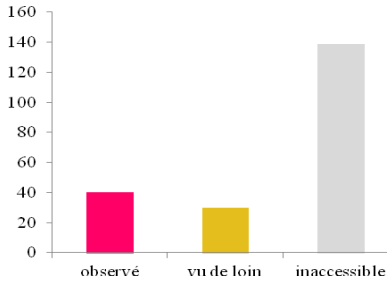


Sources : IGN (communes et départements) Bing (imagerie). Les points en rouge sont les points visités, les points en bleus sont les points observés de loin. QGis, réalisation : Robert, 2016.

L'expérience de terrain : retour d'expérience

La première série de remarques concerne les points en tant qu'unités de base pour l'acquisition d'information. Si pour une population constituée d'individus, l'échantillonnage est pertinent et revient concrètement à n'interroger que quelques individus, cela est beaucoup moins évident pour ce qui est de l'espace et du terrain : l'individu n'existe pas et l'observation est à mi-chemin entre l'observation du paysage (plan large) et des éléments le composant (plan resserré) – les observations variant entre ces deux extrêmes en fonction de la situation rencontrée. Cela rejoint la question du protocole d'observation de terrain, notamment en biogéographie, qui effectue des mesure dans des espaces déterminés (placettes) tout en décrivant leur environnement, soit une approche à deux échelles. La question de la représentativité des points se pose, mais dans le cas de l'étude, les points étaient bien plus nombreux et resserrés que dans les mailles TerUti. Il arrive ainsi fréquemment que plusieurs points soient situés sur une même parcelle (bois, champ, lotissement), ce qui entraine une surreprésentation de l'incertitude (et de ses changements en cas d'enquête renouvelée) liée à ces parcelles qui ont un fort poids statistique.

Fig. 6.25 Distance effective au point d'observation



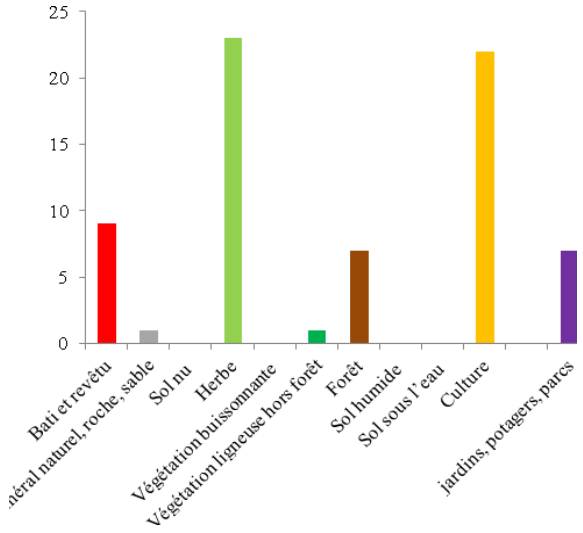
Sur l'ensemble des points-échantillons, une majorité (près des 2/3) n'était pas accessible lors de l'enquête.

En outre, les points sont disposés régulièrement, alors que le territoire n'est pas entièrement accessible aussi régulièrement (fig. 6.25). Le terrain retenu, en tout cas, présente de nombreux espaces périurbains, privés, très cloisonnés, avec une grande hétérogénéité. L'accessibilité des points dépend de facteurs très basiques mais extrêmement limitants : la trame viaire, la topographie, les régimes de propriété. Concrètement, ces facteurs entrainent la présence de chemins permettant de s'approcher au plus près du point, de points de vue, d'obstacles visuels. La vue sur le terrain est souvent limitée à hauteur d'homme et elle est facilement bouchée par des obstacles. Les accès directs au point sont rares, en raison des clôtures, obstacles et propriétés privées. Cela détermine, dans notre expérience, le nombre de points observables selon le chemin à parcourir, les routes existantes, etc. Le point, sur le terrain, reste une information tout à fait théorique et difficilement transposable avec le regard *in situ*. Globalement, le point n'a pas de logique car on ne voit pas où il est, on ne s'y rend pas, on observe une zone floue. L'observateur ne voit jamais le point, c'est un espace théorique.

La vue horizontale implique que l'on voie avant tout les éléments ponctuels et linéaires, et non pas facilement (ou entièrement) les surfaces. Se pose alors la question de « lisser » ou non les caractéristiques particulières d'un point, de les extrapoler, ou plutôt de raisonner en prenant en compte la cohérence d'une surface. En effet, la fenêtre d'observation est très variable selon les cas, rarement conforme à une règle fixe et le plus souvent adaptée à l'emplacement du point. L'observateur ne considère pas d'abord la fenêtre d'observation (théorique, invisible) puis la surface que celle-ci contient, mais il part de la parcelle ou du zonage concret de l'espace (réel, visible) pour considérer une

fenêtre d'observation adaptée. Dès lors, la fenêtre d'observation n'est pas centrée autour du point mais décalée de manière à correspondre à la parcelle pour ne pas tenir compte des effets éventuels de lisières. Enfin, le point n'étant jamais aisément situable au mètre près, et l'évaluation des distances étant très incertaine, des points de repère visuels sont inévitablement pris en compte pour le situer par référence à la photo aérienne et la carte (par exemple : « à la limite de la forêt, au bord du chemin… »). Si cette limite à évolué depuis la photo aérienne, le point en sera d'autant décalé sans que l'observateur puisse se rendre compte que, par exemple, la forêt a progressé ou que le tracé du chemin a été modifié.

Fig. 6.26 classement des points visités



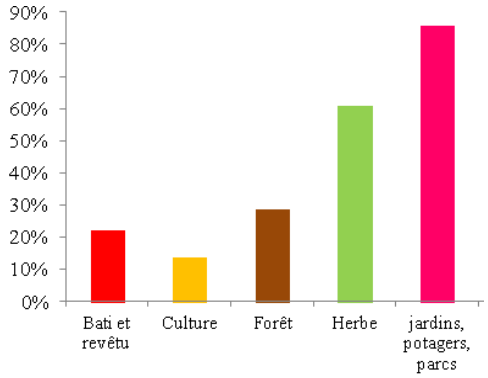
7 classes au total sont représentées, mais la majorité des points visités dans cette zone agricole et périurbaine sont classés en surfaces enherbées ou cultivées.

Ensuite, il apparaît que la nomenclature est souvent délicate à mobiliser pour interpréter l'espace, voire inadaptée à certains cas. Concrètement, la nomenclature traditionnelle de TerUti et TerUti-LUCAS contient trop de classes rares ou précises (par exemples les classes agricoles) et trop peu d'autres classes, ce qui rend certaines catégories fourre-tout, en particulier les espaces enherbées (herbe rase, herbe haute, espaces en friches ou peu pâturés, zones de transition, d'agrément, certains jardins, etc.[1]) qui parfois, aussi disparates que soient ces espaces et leur types de formation végétale, ne sont assimilables qu'à une seule classe (autres surfaces en herbe avec ou sans buissons). Pour correspondre au mieux à l'enjeu carbone, nous avons déjà défini que l'approche « occupation » (couverture du sol, végétation) était la plus pertinente. Il s'avère que sur le terrain, l'observateur raisonne surtout avec ses catégories mentales habituelles. Si l'observateur est spécialiste d'agronomie, botanique, foresterie, des milieux, de l'aménagement, etc., alors les catégories physiques d'occupation seront souvent pertinentes – et l'identification de la flore, en particulier, sera plus certaine. Cependant un observateur classique voit des catégories d'utilisation qui donnent une fonction ou une absence de fonction, un degré de valorisation ou de naturalité, à des parcelles. Pour lui, le point appartient à cet ensemble et cette perception globale de l'usage rend difficile la prise en compte d'emplacements flous, de lisières, d'espaces de transition ou intermédiaires entre deux zones, ou encore d'emplacements où la végétation est différente de celle de l'ensemble de la parcelle. Par exemple, les espaces agricoles et naturels sont clairs en globalité, mais dans le détail ils présentent des espaces mais aussi des *périodes* de transition (prairies non fauchées, zones en jachères…) avec des différences dans les modes de

[1] Pour les illustrations de ces différents cas, voir fig. 6.X p.391.

gestion et le niveau de valorisation de la ressource. Ces transitions brouillent les dimensions spatiales, temporelles et thématiques. Finalement, l'usage ou utilisation du sol, qui semblait plus sujet à interprétation, est plus certain et sert souvent de référence, de première interprétation, de contexte pour interpréter un point en particulier. Cependant, en général l'incertitude est la même pour l'usage et l'occupation : quand le point est incertain, il l'est dans toutes ses dimensions. Reste à savoir si la majorité des enquêteurs TerUti est assimilable à la première ou la seconde catégorie d'observateurs.

Fig. 6.27. Part d'incertitude par classe



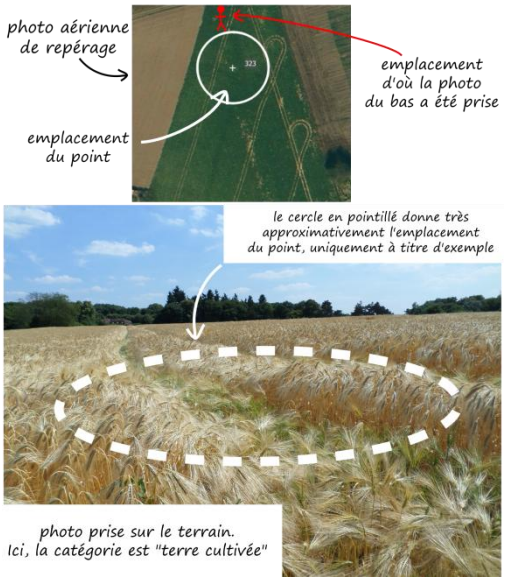
L'incertitude, notée dans l'enquête entre 1 et 3, est très différenciée entre classes. Elle est particulièrement marquée pour les catégories herbe et jardins.

Enquête complémentaire sur les interprétations incertaines

Protocole

Une courte enquête a été menée, consistant à sélectionner des points particulièrement incertains de l'enquête, ainsi que quelques points témoins très peu incertains, et à demander à des répondants de classer ces points à l'aide des photos prises sur place ainsi que des clichés aériens. Les 18 répondants sont issus du groupe d'employés du CITEPA. Cette population n'a pas de valeur statistique mais elle permet d'apporter un regard complémentaire intéressant sur les impressions observées sur le terrain. Le questionnaire porte sur 25 lieux au total.

Fig. 6.28 Explication de l'enquête, présentée aux répondants



Explication fournie au début de l'enquête, présentant les informations à disposition du répondant pour chaque cas. L'emplacement précis de chaque lieu est indiqué par un point blanc ainsi qu'un cercle blanc sur une petite photographie aérienne (photo du haut). Le photographe est situé à l'endroit où un personnage rouge est dessiné. Il regarde toujours en direction du point. La photographie de terrain (en bas) permet de déterminer plus précisément à quelle catégorie d'occupation du sol le point appartient.

Informations recueillies

Une information préalable demandée à chaque répondant est son degré d'expertise (connaissance en agronomie, écologie, géographie…). Ensuite, chaque photographie est présentée successivement afin d'être classifiée. Les différentes catégories proposées sont moins nombreuses que les catégories TerUti, afin de ne pas allonger le temps de réponse. 12 catégories sont donc présentées pour chaque point : **forêt** (terre boisée), **bosquet** (terre boisée de moins de 0,5 ha), **prairie** (terre agricole enherbée), **haie** (arbustive ou arborée), **terre cultivée** (ex: céréales), **friche**, **zone humide ou en eau**, **parc urbain**, **jardin**, **zone artificielle enherbé**e (pelouse d'aménagement, etc.), **zone artificielle bâtie ou revêtue** (route, habitat...), et **sol nu** (sable, roches, terre nue, ni bâtie ni végétalisée ni recouverte).

La seconde information recueillie pour chaque point est le degré de certitude associé à l'interprétation du point. La question prend la forme d'une échelle de 1 à 5, allant de « tout à fait sûr » à « pas sûr du tout ».

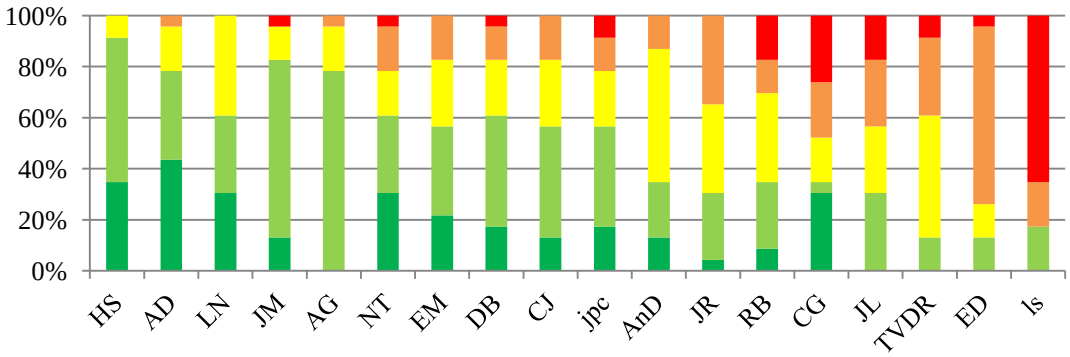
Limites : le cumul des incertitudes

Parmi les limites évidentes de ce questionnaire, l'effet cumulé de plusieurs niveaux d'incertitude est à souligner. En premier lieu, l'emplacement précis du point sur la photo *in situ* est parfois délicat à déterminer. La distance du photographe avec les différents objets présents dans le champ influence directement la prise en compte de ces objets ou bien de la surface d'occupation du sol plus largement. La comparaison entre la vue au sol et la vue aérienne soulève parfois des incohérences, dues par exemple à des dates de prises de vue différentes, ou à des effets de perspective. Enfin, à cette première incertitude d'ordre spatial s'ajoute l'incertitude liée à l'ambigüité de la nomenclature et aux effets d'interprétation subjective des noms de classes. De même que les situations présentées sont volontairement ambiguës, et que la possibilité de ne faire qu'un seul choix oblige à une simplification trompeuse, de même les incertitudes spatiales et thématiques sont justement au cœur de l'intérêt de ces travaux : elles ne doivent pas être gommées.

Résultats

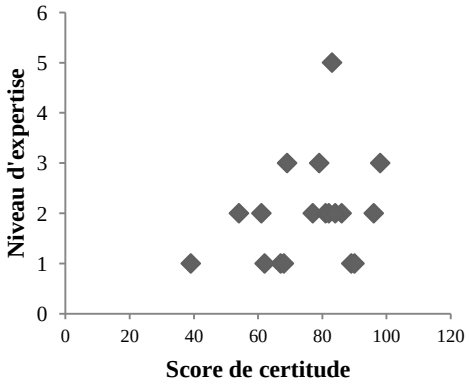
En premier lieu, il s'agit d'observer la répartition des réponses de chaque répondant selon le niveau d'incertitude indiqué (fig. 6.29). Ensuite, il s'agit de voir si cette certitude est constante (il y a des classes ou des photos incertaines et tous les répondants ont été sensibles à cette incertitude de la même façon) ou bien si des profils apparaissent.

Fig. 6.29. Taux d'incertitude par répondant



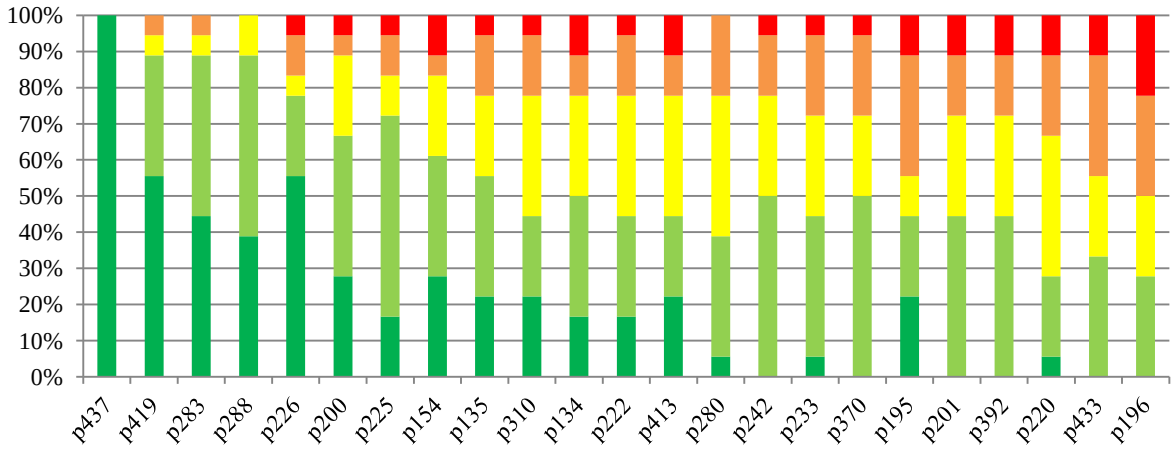
L'échelle de couleur (utilisée dans ce graphique et les suivants) reprend les cinq degrés de certitude de l'enquête : en vert, forte certitude, en rouge, forte incertitude.

Fig 6.30. Lien entre incertitude et expertise



La comparaison entre niveau général de certitude (score en abscisses) et degré d'expertise indiqué première question du questionnaire permet d'expliquer en partie seulement ces différences de profils.

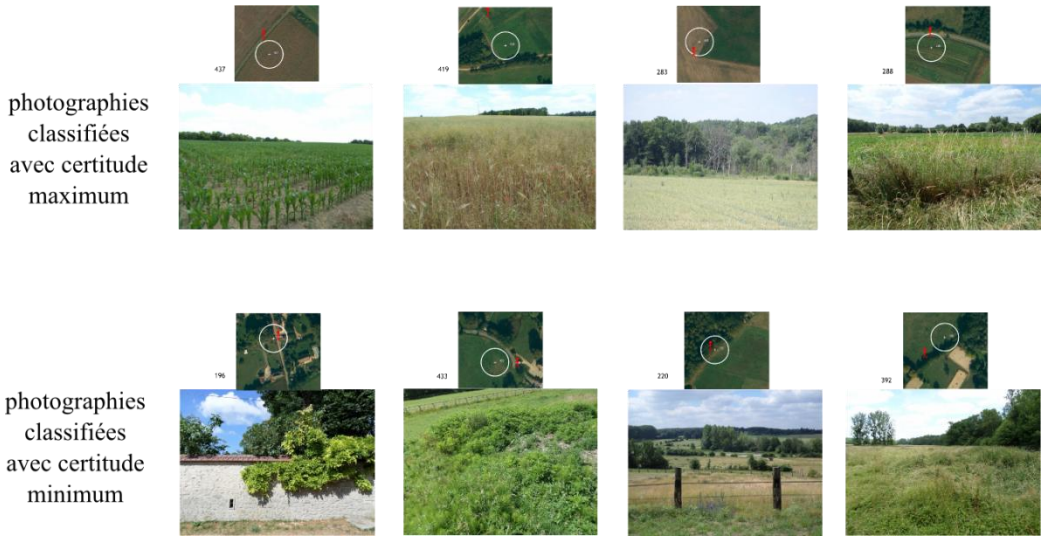
Fig 6.31 Taux d'incertitude par point



La majorité des points présente une forte variabilité : 12 points sur 23 présentent toutes les notes possibles. Cependant, les notes extrêmes (très forte certitude et très forte incertitude) ne sont pas également représentées : la note « très forte certitude » dépasse 11 fois les 20 %, contre seulement 1 fois pour « très forte incertitude ».

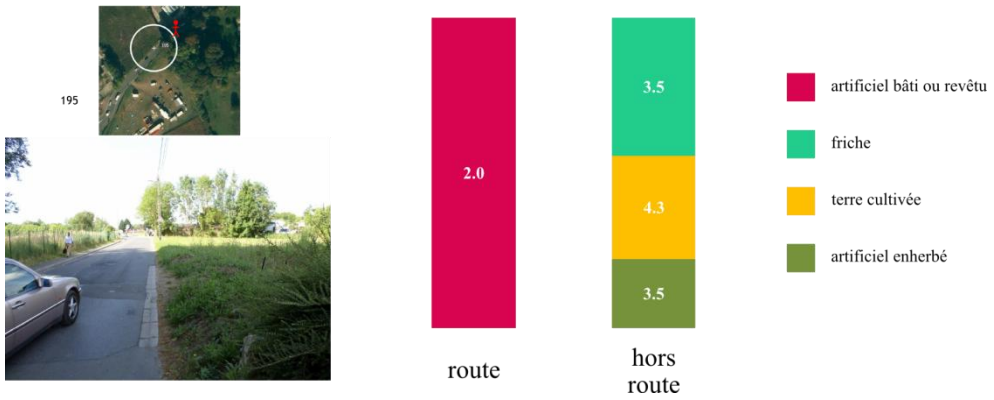
La figure ci-dessous présente les quatre photographies correspondant aux points classifiés avec le plus et le moins de certitudes.

Figure 6.32. Photos identifiées le plus difficilement et le plus facilement



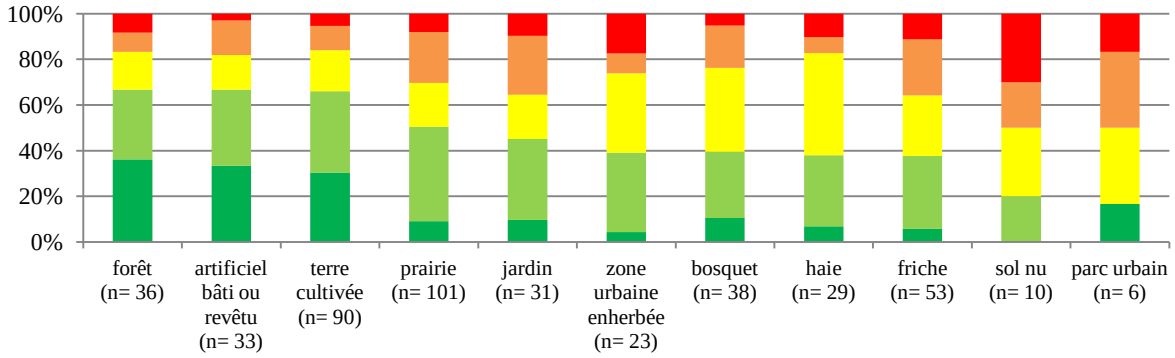
Les quatre photos classées avec le plus de certitude présentent des vues soit très homogènes (dont les deux photos témoins), soit l'élément en arrière-plan (boisements) est suffisamment éloigné. En revanche, les quatre photos classées avec le moins de certitude (ligne du bas) présentent des situations contrastées. Le premier cas présente un obstacle visuel (mur séparant la rue d'un jardin ou d'une cour) ; le second et le quatrième cas présentent une formation végétale difficilement identifiable par un observateur non-expert, et difficilement attribuable aux catégories proposées ; enfin le troisième cas présente un espace de frontière entre deux occupations du sol, matérialisée par une clôture.

Fig. 6.33 Un cas de divergence de certitude



La photo 195 est intéressante car elle présente une forte dimension de choix personnel associé à un élément linéaire, considéré soit comme une occupation du sol soit comme un objet interrompant une surface d'occupation du sol. Sur cette photo, très peu de répondants ont indiqué une incertitude moyenne : les niveaux de certitude sont assez tranchés. De plus, il serait possible d'imaginer que la réponse « *zone urbaine enherbée* » pourrait être interprétée comme un entre-deux entre *herbe* et *route*, or c'est la réponse qui a été la moins utilisée.

Fig 6.34. Taux d'incertitude par classe



Entre parenthèse est indiqué, pour chaque classe, le nombre de réponses. Ainsi les classes *terres cultivées* et *prairies* sont les plus utilisées, avec un faible taux d'incertitude. La classe *friche* est la troisième catégorie la plus utilisée, cette fois avec un fort taux d'incertitude, ce qui tend à en faire une catégorie par défaut lorsque la classification n'est pas évidente. Les classes *sol nu* et *parc urbain* sont très peu utilisées, et toujours associées à une forte incertitude.

Les classes les moins bien définies d'un point de vue sémantique sont-elles les plus incertaines ? Des éléments confirment cette hypothèse : des classes définies clairement par un descriptif physique d'occupation du sol sont identifiées avec certitude (*bâti ou revêtu ; terre cultivée*) et des classes floues sont identifiées avec incertitude (*parc urbain*). Néanmoins, plusieurs exceptions viennent contrer cette hypothèse : des classes à la définition plus floue sont identifiées avec certitude (*forêt, prairie, jardin*) et des classes claires sont identifiées avec incertitude (*sol nu*). Cela peut être dû au fait qu'il s'agit de catégories soit très clairement identifiées à une image type dans le vocabulaire commun (*forêt, jardin, prairie*) ; soit associées à une représentation floue (*friche*) ou encore correspondant à des formulations

non courantes (*zone urbaine enherbée*). Cela est confirmé par les commentaires libres laissés par les répondants qui soulignent leur difficulté à distinguer les *friches* des *prairies*.

En conclusion, cette courte enquête, sans avoir de valeur statistique, permet de compléter utilement l'approche terrain et met en avant le rôle des prénotions et la variabilité des incertitudes selon différents paramètres. Il ne s'agit que d'une approche exploratoire qui demeure intéressante pour continuer à documenter les différentes difficultés rencontrées lors d'un travail d'identification de l'occupation du sol sur le terrain, par une population non-formée, mettant en avant certains biais perceptifs et certains flous sémantiques. En particulier, cela permet d'illustrer notre propos général selon lequel les paramètres thématiques, et les variations entre observateurs entrainent des choix qui, *in fine*, affectent la pertinence de l'information produite.

6.4 Biais temporel

Le contenu de cette section reprend in extenso *un article rédigé en anglais avec Marianne Cohen, Etienne Mathias, Nicolas Delbart et Martin Paegelow pour la revue International Journal of Geographical Science.*

How the Modifiable Temporal Unit Problem impacts land-cover change assessment *(L'impact de la fréquence temporelle d'observation sur l'estimation des changements d'occupation du sol)*

Résumé en français :

Pour comprendre les motifs temporels des changements d'occupation du sol, nous considérons une approche simple mettant en œuvre des matrices brutes de changement, calculées sur plusieurs jeux de données hétérogènes français et multi-dates d'occupation du sol. Les changements bruts annualisés sont calculés pour tous les intervalles temporels possibles. Nous observons une diminution générale de ces changements bruts annualisés en fonction de la durée de l'intervalle, illustrant le principe du *Modifiable Temporal Unit Problem*. Nous analysons alors comment des séquences temporelles spécifiques, présentant des allers-retours, expliquent cet effet de dépendance d'échelle temporelle. Différencier les faux positifs des véritables évolutions paysagères décrites par ces séquences relève d'une analyse des résolutions spatiales, temporelles et thématiques de chaque jeu de donnée. En conclusion, il n'existe pas de fréquence temporelle optimale et unique pour le suivi des changements d'occupation des terres. Pour éviter des erreurs d'interprétation, il convient de sélectionner les intervalles les plus pertinents et considérer une approche multi-échelles pour suivre avec pertinence les dynamiques paysagères.

Mots-clés :

Résumé en anglais :

To understand land-cover change temporal patterns, we use a simple approach considering gross change matrix; calculated on several heterogeneous French land-cover datasets. Annualized gross change rates are calculated for all possible temporal intervals. A general decrease in annualized change rates estimation with time interval duration is observed. We investigate how specific change sequence patterns, containing swaps, can explain this temporal scale dependency effect. Discriminating between false positives and true swap sequences depends on the temporal, spatial and categorical configurations of the dataset. There is no one optimum temporal frequency for land-cover change monitoring; to prevent misuse of data, one must select the right interval level and consider different temporal frames to accurately monitor landscape dynamics.

1. Introduction

1.1 Literature review

Land cover change is a major global environmental issue (Turner et al, 2007), and assessing accurately the land cover change areas is crucial when studying landscape (e.g. deforestation), ecological (e.g. biodiversity), geochemical (e.g. carbon cycle) and socio-economic (e.g. urban sprawl) systems. Land change monitoring techniques mainly rely on satellite imagery, aerial photography and ground surveys. These sources allow the computation of quantitative land-cover gross change matrices. Such matrices are basic tools to measure all the changes that have occurred between two dates in a given location.

It is important to assess the quality and accuracy of this change area estimation, making sure the estimated area of change reflects the actual change and is not biased by the method of monitoring. The accuracy assessment of land-cover change estimates aims to explain how a dataset, because of its specifications, tends to underestimate or overestimate changes, by identifying missed changes (false negatives) and methodological changes (false positives). These differences are partially due to the varying data resolutions, in particular spatially (minimal mapping unit) and thematically (number of classes/ categorical dimension).

In geography, there is a dependency between change detection and the scale of observation: measures vary with the unit of analysis, whatever the dimension of resolution considered, and geographic information validity relies on the spatial and thematic resolution through which it has been observed: broad-scale estimation cannot be directly compared with fine-scale estimation. Among the first applications of transition matrix to land cover data, Austin (1980) states that *"the transition probabilities have a spatial and temporal dependence on the initial patterns of establishment".* Ideally, all dimensions of resolutions should not be analysed separately (Montello & Golledge 1998).

The more attention has been focused on spatial resolution effect, or "grain size" (Bian, 1997; Cao and Lam, 1997; Goodchild and Quattrochi, 1997; Atkinson and Tate, 2000; Silván- Cárdenas and Wang, 2008) which illustrates the well-known but unsolved Modifiable Areal Unit Problem (MAUP) (Openshaw, 1984; Wong and Amrhein, 1996; Marceau, 1999; Wu, 2004). The thematic/categorical resolution effect, which is the impact of the number of classes and their aggregation, have also been considered (Ahlqvist & Shortridge, 2010; Cohen et al. 2011).

This scale dependency principle should also apply to temporal resolution (or granularity), which is the time step at which a territory is observed, yet it is seldom taken into account when dealing with land cover change rates. Indeed, estimating change with land cover data depends upon the availability of maps or surveys. Usually, change is calculated between available dates, then change rates are computed, often by annualizing this amount of change (dividing by the number of years). This means the real value, observed through a specific interval, is extrapolated to a shorter interval: the information valid within a specific temporal resolution is applied to another level of temporal resolution.

Modifiable Temporal Unit Problem (MTUP) (Çöltekin et al. 2011) has been studied to assess various spatiotemporal datasets, such as satellite seasonal vegetation time series (De Jong & De Bruin 2012) or climatic datasets (Maurya, 2013). In the context of land-cover change estimation, temporal complexity is addressed in fewer cases. Wiens (1989) as well as Baudry (1991, 1992) have observed a scale dependency on land-use change detection, both for space and time, that is to say the mean intensity of the phenomenon varies with spatial or temporal scale of observation. According to these studies, at a fine scale (locally), changes occur at a high rate and towards multiple directions; at a coarse scale, there is compensation between these small changes and a general trend. According to hierarchical theory (Allen & Star, 1982; Urban et al, 1987), the higher the level of analysis, the more the phenomena happen slowly at long time paces. Temporal characteristics of change is addressed in

several works to know if change rate is different depending on the period considered, assessing temporal stability and homogeneity (Petit et al. 2001, Flamenco-Sandoval et al. 2007, Pontius et al. 2007, Pontius and Neeti, 2010, Takada et al, 2010; Aldwaik & Pontius, 2012). In particular, Runfola & Pontius (2013), using 'Intensity Analysis' (a land cover matrix analysis framework developed by Pontius) have demonstrated that varying the temporal resolution makes a phenomenon appear stable or unstable, leading to the conclusion that there is appropriate temporal resolution to analyse a certain change.

Hypothesis

Temporal resolution impacts change detection as well as spatial and thematic/categorical resolution do and can all be related to a general scale dependency methodological issue. According to hierarchical theory, the shorter the resolution (here: temporal), the quicker the evolution speed (here: change rate). We call this effect the temporal scale dependency of change detection. This paper investigates the effect of MTUP on land-cover change area estimations. This effect is suspected to cause, as shown by Baudry (1992), a diminution of annualized change with the augmentation of interval length. Our first hypothesis is that temporal scale dependency is due to temporal instability of land cover change. Our second hypothesis is that temporal instability is due to specific change sequence pattern that are non-unidirectional and contain categorical swaps, i.e. surfaces that go back and forth in a certain category. Our third hypothesis is that these swaps may be partly due to false positives. Here we test this hypothesis using various types of land-cover datasets in order to verify this assumption

Objective

We focus on gross annualized estimates areas of change considering the temporal dynamics of the data. Firstly, this paper aims to prove that MTUP is an effect worth considering when dealing with land-use and land-cover change rates, for they are often extrapolated from one specific time-period interval to a different temporal scale. More specifically, our objective is to test whether swaps in change sequences show a random pattern or are associated with specific time, spatial or thematic/categorical patterns. The final objective is to discriminate the noise from the real changes in swaps sequences; and then identify, if so, pertinent temporal scale to analyze specific transitions.

We wish to illustrate this effect in various and different datasets and to identify the specific sequence patterns that explain this effect. Finally, the aim of this paper is to assess whether the temporal resolution effect is independent from both spatial and thematic/categorical resolutions effects.

Data & Methods

Definitions

Total change: sum of all areas that changed through a specific interval (between two dates). It is obtained through comparison of maps (e.g. via layers intersections) or through computation of ground survey results, and accounted through change matrices. It is expressed as gross changes, which means it is based on the sum of all areas of change, notwithstanding if some of these changes offset each other. Net change, on the contrary, establishes a balance between all changes, and is not used in this study

Annualized rate of change total change divided by the duration of the interval (in years), ensuring that all values are expressed on the same basis. This calculation, while common, can lead to misinterpretation. We account for total gross change area (or rate) within each interval.

i**nterval:** time period (here expressed in years) between two maps or surveys, indicating the frequency at which data is collected and made available. An interval is the combination of two exclusively chronological years. Traditionally, only intervals between following dates are considered. Here we consider all possible intervals. Duration is the time (in years) elapsing during one interval while extent is the duration between the first and last available date. For example, if a data has been collected in 2000, 2003, 2006 and 2010 (n=4), all the 6 possible intervals are [2000-2003]; [2003-2006]; |2006-2010], [2000-2006]; [2000-2010]; |2003-2010], their respective durations are 3, 3, 4, 6, 10 and 7 years; the extent is 10 years. The number of possible intervals can be computed using formula 1 below:

$$\sum_{i=1}^{n-1} i = \frac{n\,(n-1)}{2}$$

Where *n*: number of dates.

Unidirectional change happens when an area that changes from one category to another never transitions back to the previous category (fig.1 a). Non-unidirectional change happens when some area transitions back-and-forth to a category it belonged in a prior time, a phenomenon called swap (fig. 1.b). In both cases, total change grows with time (the more time has passed, the more the landscape has changed). But when considering change through different intervals, i.e when modifying time unit segmentation and changing the temporal resolution of observation, swap change sequences cause the scale dependency of change detection. If all changes were unidirectional transitions, annualized change rates would be constant. When several intervals share the same duration, mean annualized change rate for each interval duration is computed.

Fig 6.35.a Unidirectional change

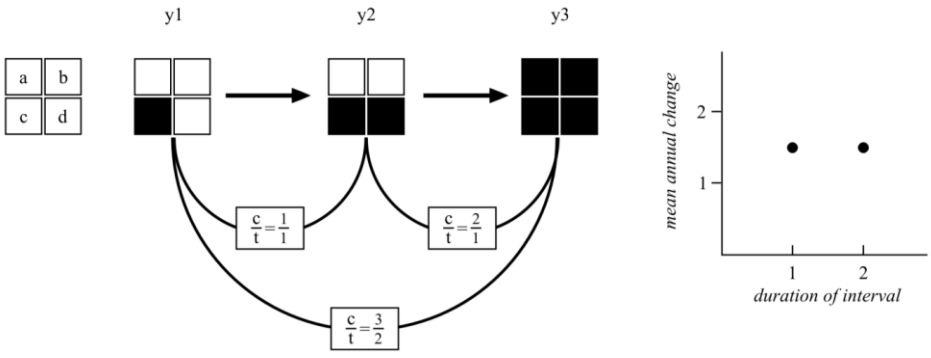


Fig 6.35.b Non unidirectional change

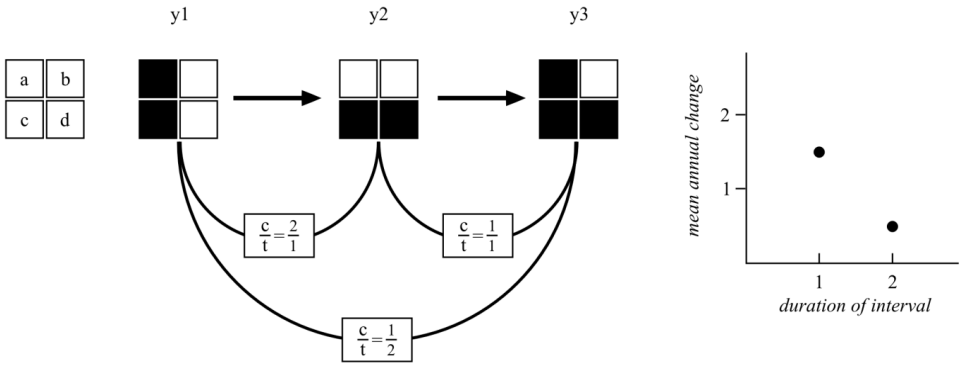
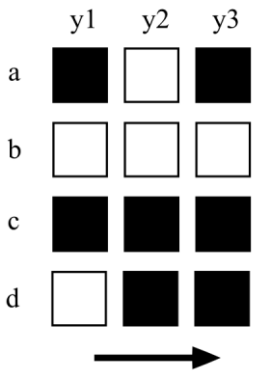


Fig 6.35.a shows simple unidirectional transition of a four cells landscape. All changing cells (c) have undergone a perennial transition. Mean annualized change rates are constant whatever the duration of the interval at which we observe change. Fig. 6.35.b illustrates a swap: the cell *a* transitions from black to white, then from white to black. Therefore, annual change calculated between year 1 and year 3 only amounts to only one change, whereas there are two changes between year 1 and year 2.

The presence of swapping areas (fig. 6.35b) automatically leads to this effect, making two maps consecutive in time differ more than two maps that are not consecutive. Therefore, swaps explain why landscape changes more rapidly at fine scale than at a broader scale.

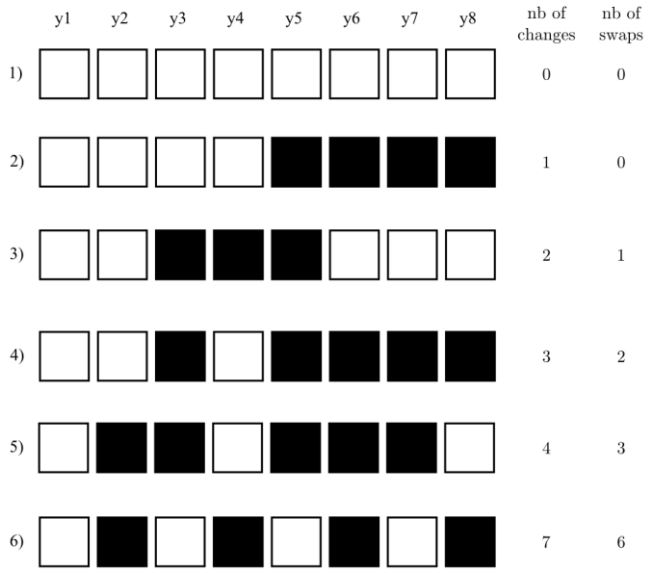
We address temporal complexity considering sequences of aerial units through time. All different spatiotemporal land cover data can be represented as a table of areas that have a classification for every surveyed or mapped year. These series of classifications, hereafter called sequences, can be stable or change sequences. Considering all datasets in terms of sequences allows us to have a common ground for temporal patterns analysis. Figure 6.36 associates the spatial representation (maps) with the sequence representation. This is the way we will explore temporal pattern of change. With the example of transition shown in fig.1.b, the sequences of each cell are:

Figure 6.36 Stable and change sequences patterns



In fig. 2 we can distinct three different types of sequences: two stable sequences (b and c), one unidirectional change sequence (d) and one irregular (a).

Figure 6.37. Computation of parameters through change sequences



In fig. 3, we do not focus on mere changes but on irregular change sequences. For example, seq. 2 reflects a regular transition, one stable sequence following another. Irregular patterns happen whenever there is a swap in the sequence, as shown in sequences 3 to 6.

Data used for case studies

Three datasets covering France (entirely or partially) were selected because they are gathered at a high frequency rate. Even though they are all freely available, they are seldom analyzed together, for their methodologies differ. Indeed, we use here two land-cover change maps (one at national scale, the other at regional scale) and one land-use and land-cover change ground survey. In spite of their different methodology, spatial resolution and nomenclatures, they all cover several years and can be used to perform analysis through different intervals.

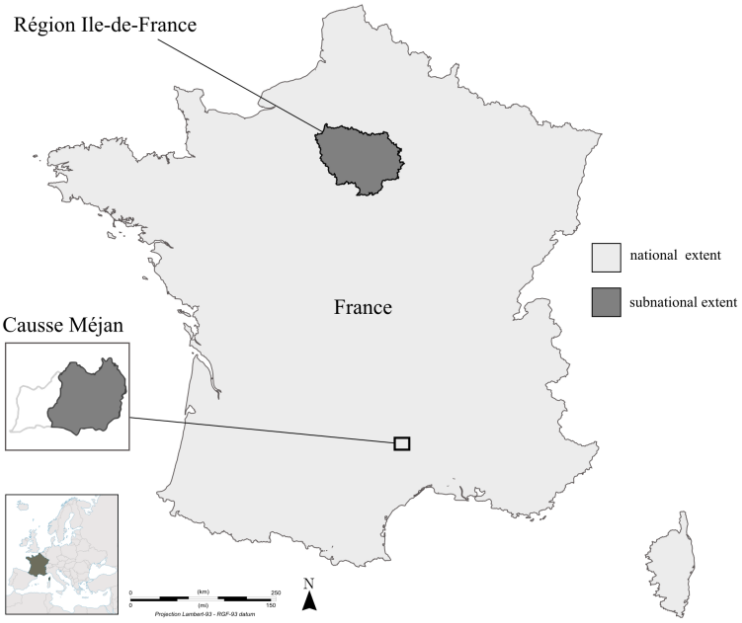
MODIS LC is a global product mapping land cover with a 250 * 250 m grid, produced by NASA and computed by a decision tree classification approach. Among the five land cover types of MODIS MCD12Q1, we used the most detailed IGBP classification approach. TerUti is an annual ground survey of sampling points. Each year, field surveyors visit every point and indicate its land-cover and land-use class. One point is extrapolated to approximately 100 ha (depending on the total area of the "département" (NUTS3 administrative unit) the point belongs to). A table sheet sums up the sequence of classes recorded for each point, each year, ensuring computation of change areas. Causse Méjan land cover data was collected by the National Park of Cevennes and consists of a photointerpretation of IGN and IFN aerial photography by F. Dugueperoux. It consists in 4 vector maps created on a similar basis with a low temporal frequency, thus covering a large extent (from 1948 to 2000).

Table 6.2. Characteristics of the datasets

	MODIS MCDQ21	***TerUti***	***IdF***	***Méjan***
Producer	NASA	MAAF/SSP	IAU IdF	PNC
Type	Remote sensing	Ground survey of sampling points	Photo-interpretation	Photo-interpretation
Data format	Raster map	Table sheets	Vector map	Vector map
Spatial extent	Mainland France 548 900km²	Mainland France 548 900km²	Ile-de-France Region 12000km²	Part of Causse Méjan LIFE Zone (225km²)
Spatial resolution (MMU in ha)	6.25 ha (250*250m)	≈ 100 ha (extrapolation value of 1 point)	0.0625 ha (25m*25m)	0.03 to 0.09 ha (depending on the years)
Dates	2001 to 2012	1981to1989	1982, 1987, 1990, 1994, 1999, 2003, 2008, 2012	1948, 1963, 1989, 2000
Nb of dates	12	9	8	4
Nb of intervals	66	36	28	6
Interval mean duration (in years)	1	1	4	17
Number of classes in standard nomenclature	17	82	81	11

Sources : Friedl et al, 2000, 2002; Cohen, 2009 ; IAU, 2013 ; Agreste, 1993.

Fig. 6.38 Data location



Converting datasets into sequences

In order to carry out the temporal analysis, all datasets are converted in spatiotemporal sequences. Some land cover datasets are already available in a sequence format. TerUti dataset is already available in a table format, showing in column the years, and in rows each sampling point, its area and the sequence of its land cover classes for every years. When using vector maps, sequence format can be already available or can be created. IdF is already available as a one vector map format, with one final spatial partition, where every polygon is filled with all the classes it has belonged to for each year, even though this value has not changed through time. Then the attribute table of this map is the sequence table format needed. To create such a unique map when not available, all layers (one by year) are to be intersected in a GIS. Depending on the data quality, this method can create very small patches of change due to the variation in mapping the boundaries of a polygon. These minimal artefacts or methodological changes can be ignored by defining an area threshold under which changes are not accounted. This method was used for the Méjan dataset, with a threshold of 0.1ha. With MODIS dataset, the raster grid does not change, only the pixel value can change over time, then each pixel is can be associated with its temporal sequence of values.

Calculating total change and annualized rates of change areas for each dataset

Then, we determine all possible intervals within the datasets. Total gross change is computed for each of these interval duration, as well as annualized rate of change, by dividing total gross change by the interval duration. When several intervals share the same duration, mean annualized change rate for each interval duration is computed, for better visualization purposes. Finally, we represent the results on two graphs for each data source, showing total change and annualized change rate, both depending on the duration of intervals.

Class aggregation

We repeat this operation with different aggregation levels, from the higher number of classes to the lower. Using different levels of class aggregation, i.e. changing thematic/categorical resolution, impacts land-use change analysis (Pontius & Malizia, 2004, Aldwaik et al. 2015). First results are calculated using original nomenclatures at the higher precision available, i.e. without class aggregation. Then, a second level consists in using intermediate class families that already exist in the nomenclatures. The third aggregation level reduces the number of classes to the lowest aggregation level available. Table 2 indicates the number of classes used for each aggregation level. All original and aggregated classes are indicated in the Annex.

Table 6.3: Levels of class aggregation

	level 1 (no aggregation)	level 2 (intermediate)	level 3 (maximal)	IPCC (common)
Méjan	11	5	3	6
MODIS	17	-	8	
IdF	81	24	11	
TerUti	81	22	8	

High aggregation levels avoid swap sequences with changes between classes belonging to the same superclass. The more classes are aggregated, the less close are super-classes, and therefore significant annualized change rates in short intervals with high aggregation level are suspicious.

Analysing swap sequences

Swap sequences, that cause the temporal scale dependency effect, are then investigated to understand whether these swaps are real changes or false positives. Two dimensions are observed to discriminate swaps from true change and false change: the spatial (where is swap happening?), and the thematic/categorical (what are the classes more involved in swap sequences?) dimensions.
The temporal dimension (when is swap happening?) is not explored here, for it requires too much assumptions, that are exposed in the discussion section.

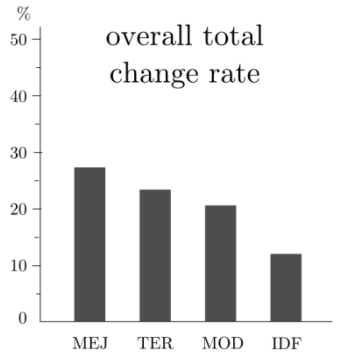
The spatial analysis consists of mapping the areas where the more swaps occur. To facilitate comparability, these calculations are made with the IPCC class aggregation. These areas can be polygons, pixels, or departments. For TerUti dataset, as we don't know where the points are (for they are only statistical samples which location doesn't matter *per se*), we represent the smallest spatial units which they are representative of: the *Département*. MODIS results, available per pixels, are aggregated by department for better visualization purpose and to be compared with TerUti. IdF and Mejan maps show the swap length for each polygon, while TerUti and MODIS maps shows the mean swap length per department. The categorical level of analysis consists in assessing which are the classes more involved in swap sequences than in all change sequences.

Results

Total change comparison

IPCC class aggregation is used here to compare change among datasets on the same basis. Among the 553250 sampling points of TerUti, 23 % of them change at least once over the period, when the classes are aggregated to the IPCC broad categories. This is the case for 21 % of MODIS pixels in France. This overall change rate amounts to 27 % of areas in Méjan dataset and to 12% of areas in IdF dataset.These different datasets refer to different temporal periods and to different places. Therefore, it was not expected that they share the same amount of total change.

Fig 6.39 Overall total change rate with IPCC classes for the four different datasets.



Total change and annualized rates of change

Figures 6.40 to 6.43 present the variation of total change and annualized change rate as a function of time intervals duration, computed for each dataset, for several levels of class aggregation.

Fig.6.40 Total change and annualized rate of land cover change, for 3 levels of class aggregation (TerUti dataset, 1981-1989).

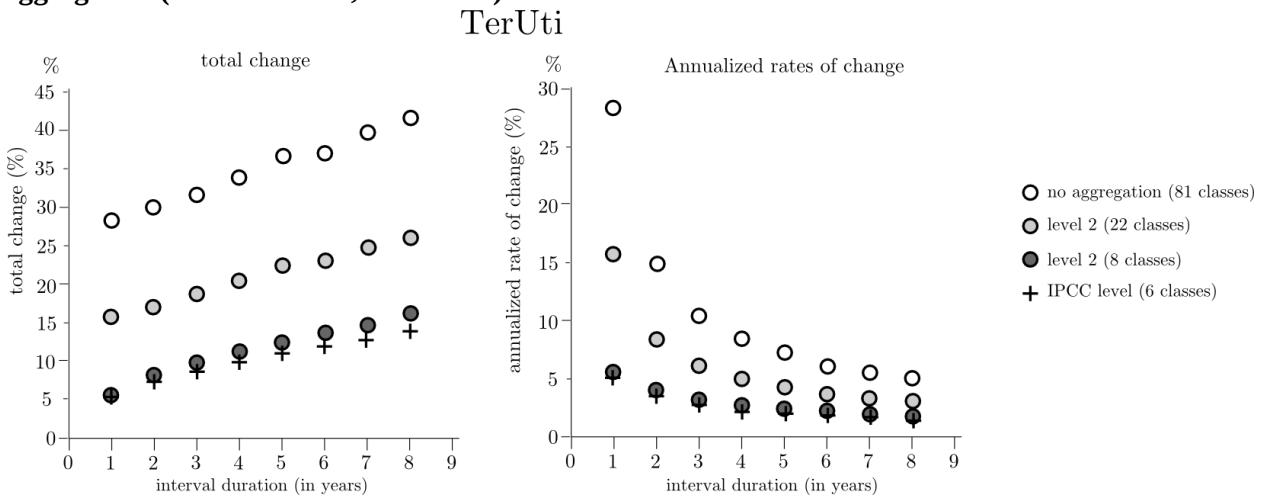


Fig 6.41 Total and annualized rate of land cover change (MODIS dataset, 2001-2012).

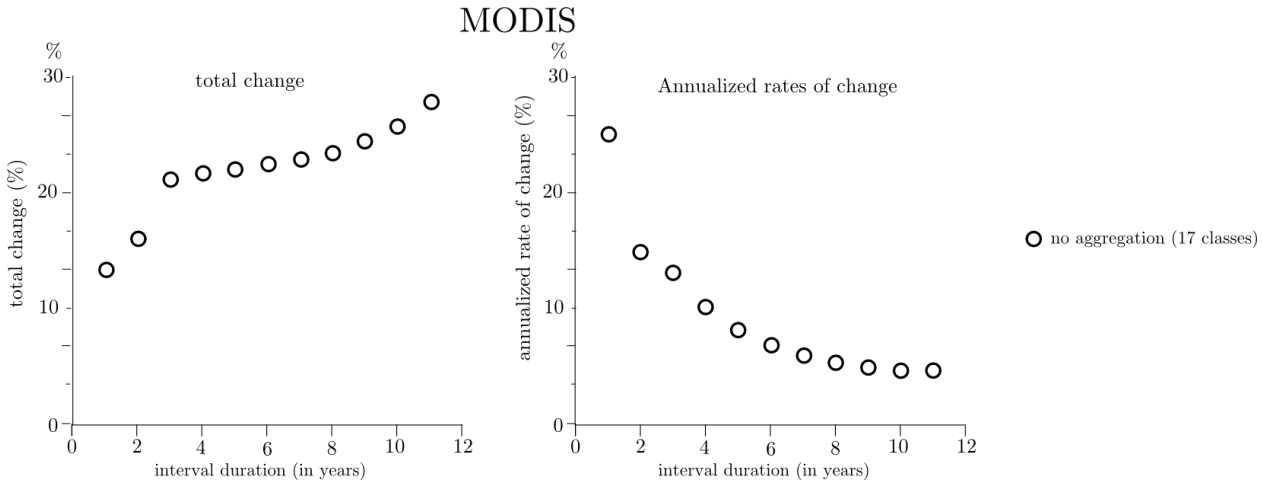


Fig 6.42 Total and annualized rate of land cover change (Méjan dataset).

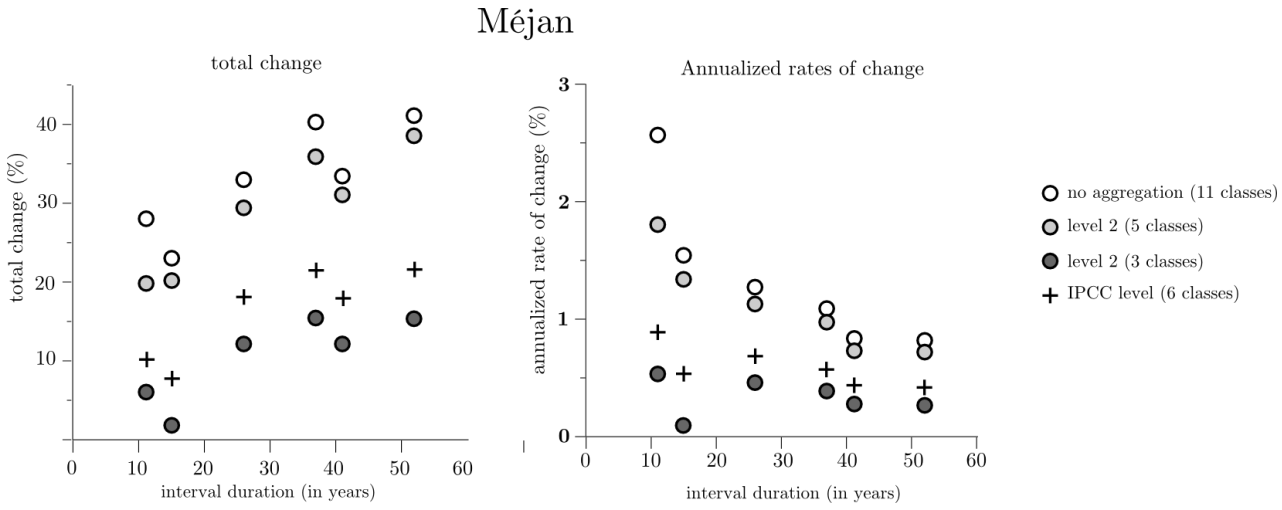
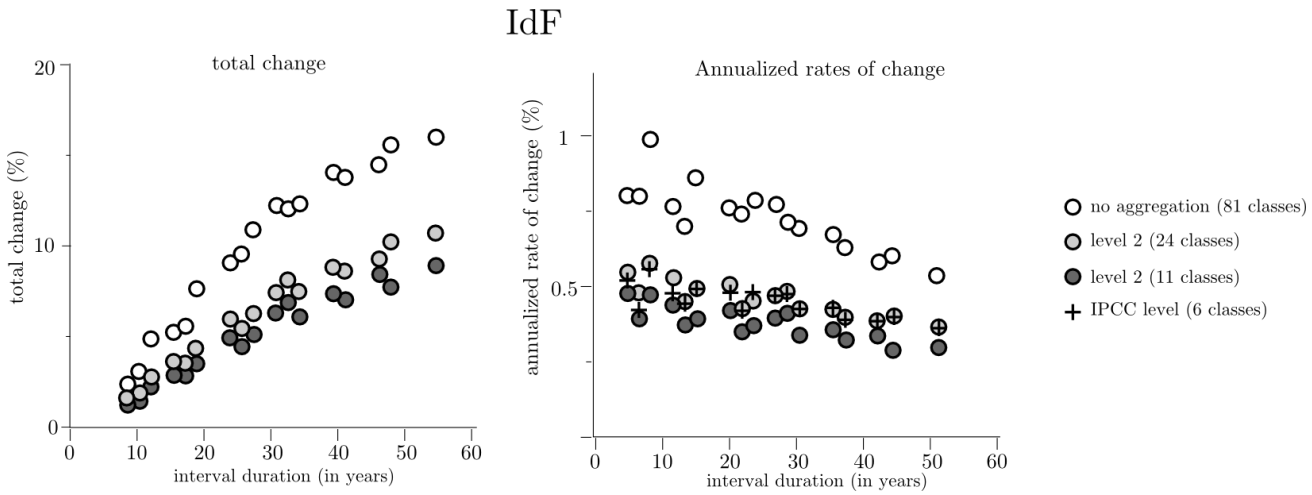


Fig 6.43 Total and annualized rate of land cover change (IdF dataset).



All total changes increase with time while annualized rates of changes decrease with interval duration in every datasets. This confirms the temporal scale dependency. Moreover, these graphs illustrate the impact of class aggregation, that attenuates this effect. Non-aggregated values display near logarithmic curves while aggregrated values are more flat. The presence of swap sequences must be confirmed to test our hypothesis.

Presence of swap sequences within change sequences

Fig. 6.44 Swap sequences within all change sequences in the datasets

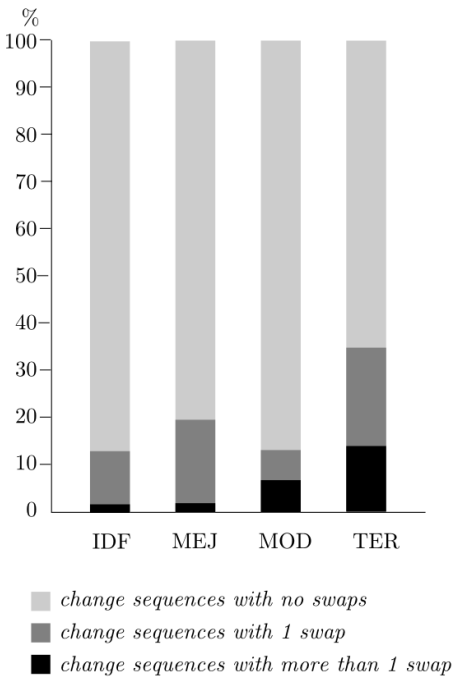
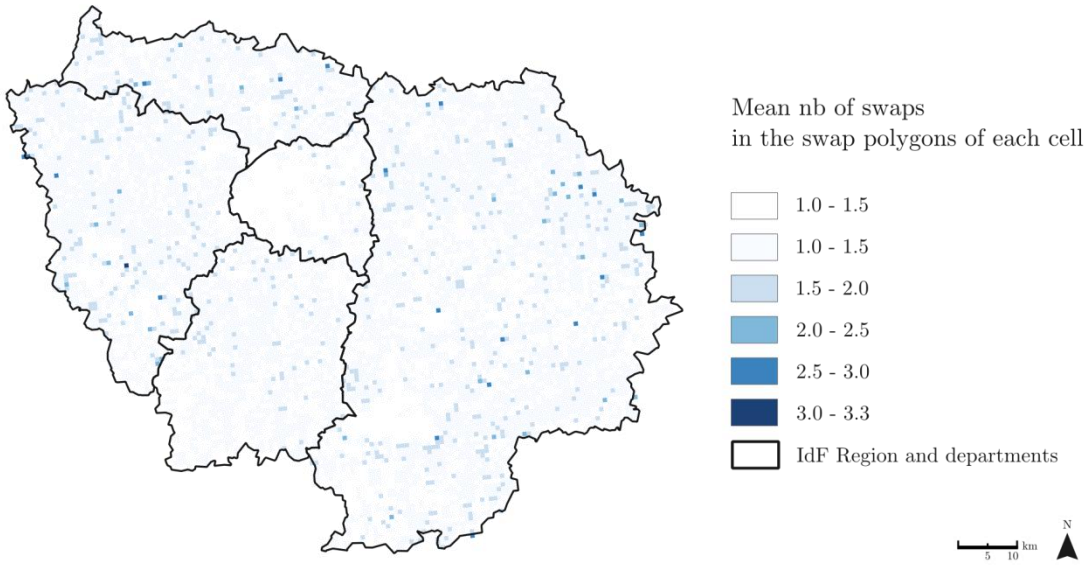


Figure 6.44 shows that the proportion of swap sequences is higher for TerUti data (35%). Swap sequences proportion is not directly proportional to the number of intervals in the dataset: IDF has more dates than MEJ but presents a less important proportion of swap sequences (13% vs. 19%).

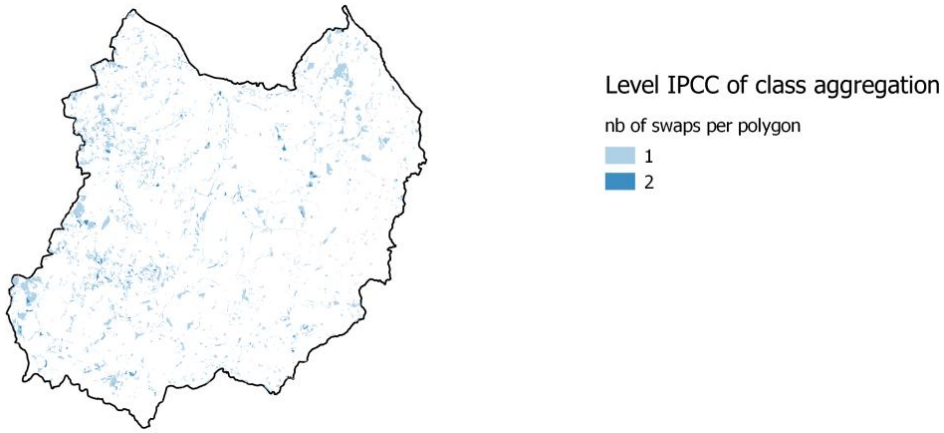
Spatial analysis of swap areas

Fig. 6.45. Localisation of swap sequences in IdF



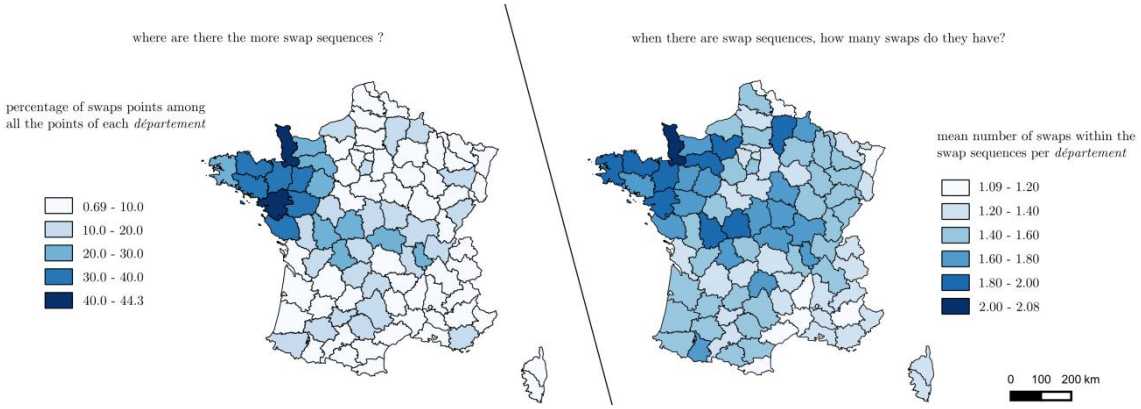
This map shows the wide spatial repartition of swaps polygons density within cells in the IdF dataset (level 1 of nomenclature). This repartition does not shown a clear spatial pattern, except the core of the region, already urbanized and its southern edge (afforested).

Fig 6.46. Localisation of Swap Sequences in Méjan



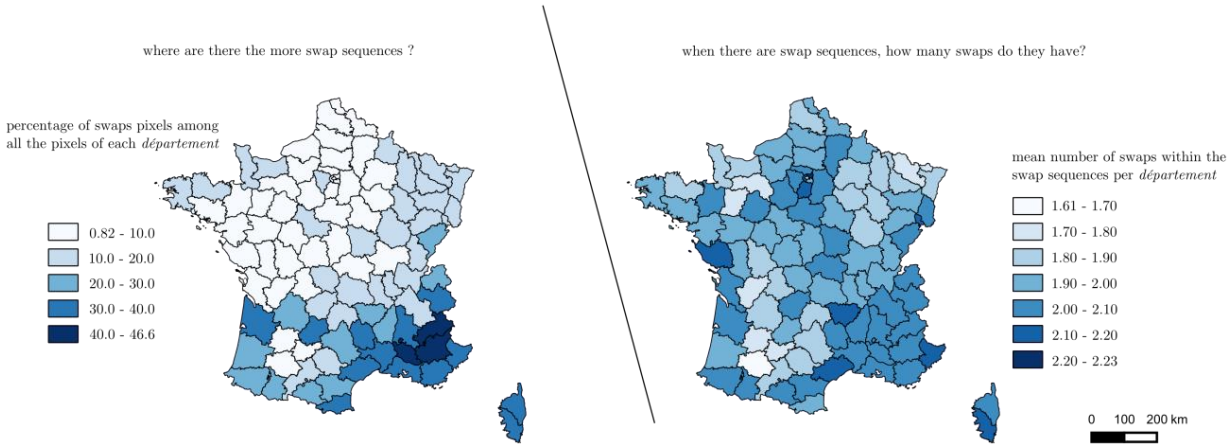
This map shows the wide spatial repartition of all swaps polygons in the Mejan dataset. Swaps polygons can be found in almost every part of the region, but they are more present on some fringes, especially in the west, where afforestation processes and returns of land to cultivation after abandonment are more likely to happen.

Fig 6.47. Localisation of Swap Sequences in TerUti



This map shows that swaps points in the TerUti dataset are concentrated in some specific *departments*, in particular in some *bocage* regions (Normandie, Bretagne, Pays de la Loire). The sequences with the most swaps are also found in the same areas. For these regions, the difference between grassland and cropland is confusing and often induces methodological changes.

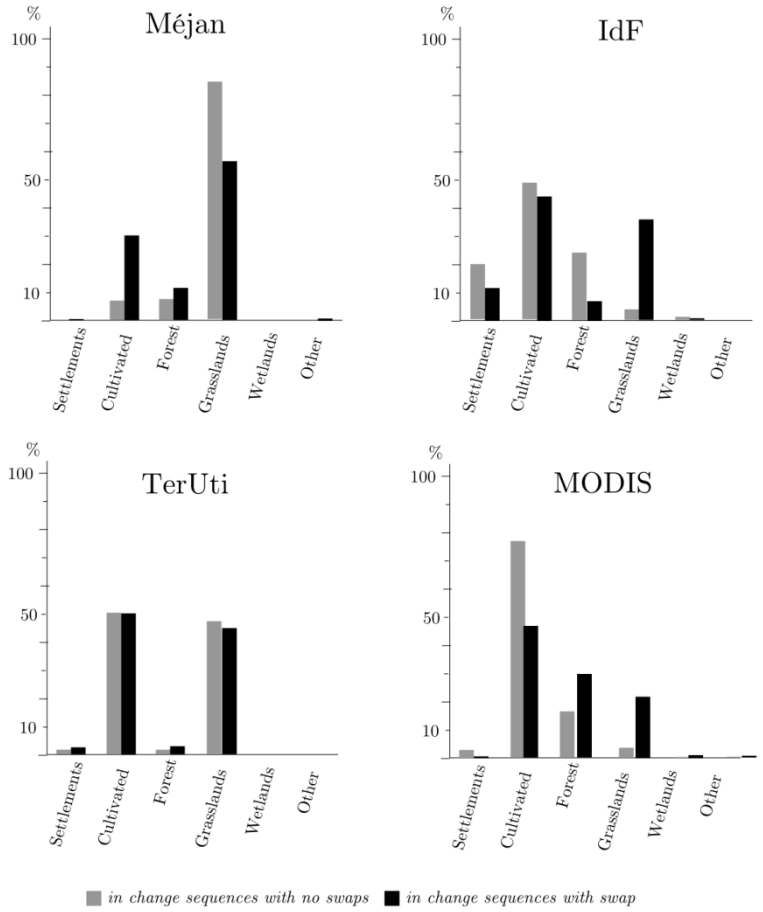
Fig 6.48. Localisation of Swap Sequences in MODIS



The repartition of pixels with swaps in the MODIS dataset is quite different. Swaps are more present in mountainous *départements* and more generally in the South-East region, where the specific landscape is complex (Mediterranean and mountainous). Nevertheless, the map showing the mean number of swaps within swap sequences is much more homogeneous.

Thematic/categorical

Fig 6.49. Presence of IPCC classes within change sequences



Settlements, that are supposed to create unidirectional changes, are indeed not present in the majority of swap sequences, except for IdF, due to the presence of various urbanization processes. For Méjan, Cultures and Forests categories are more represented in swap sequences than in all change sequences. This is consistent with actual historic transitions that occurred in this zone (see discussion). In IdF, Grasslands are much more present in swap sequences than in regular change sequences, while Forests and Settlements are less present. A deeper analysis using original classes highlights the importance of the class ‘work site’ in swap sequences, which indicates a real complex change. In MODIS, Forests and Grasslands are more present while Cropland areas are less present. In TerUti, the major phenomenon to be noted is the high presence of cultivated and grasslands in all change areas, denoting a possible bias in change monitoring (see discussion).

Discussion

The description of the temporal patterns can lead to a subdivision of Swap Sequences into three theoretical types: the cycle, the intermediate and the constant fluctuation change sequences. The cycle-type ones are sequences where a unit returns to a precedent state. This can actually either reflect an actual process, such as a crop rotation or forest management; or account for anomalies in the detection and classification process. The intermediate-type ones are change sequences that result in a perennial change: the stable sequence that follows belongs to a different class from precedent states. A constant fluctuation sequence is a series without stable sequence. Nevertheless, all sequences present

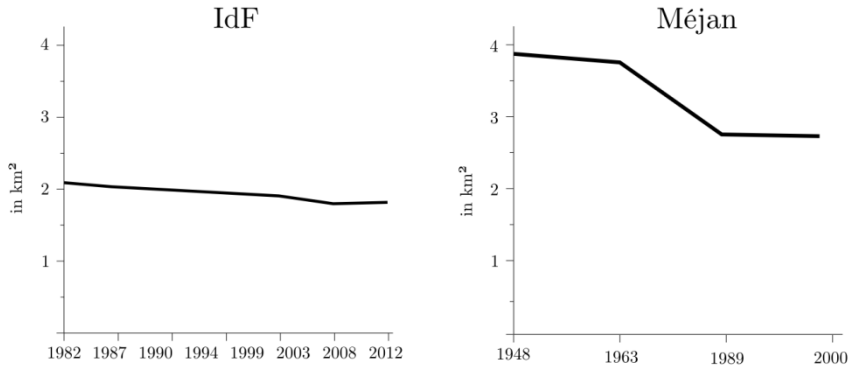
different patterns that cannot always be attached to a specific type, above all when the sequences are not long enough to clearly display such patterns.

These swaps are not easily describable neither understandable. A swap is either a true change or an error. In other words, do these short-term changes need to be considered as an information (such as cyclical or intermediate changes) or as a noise (such as chaotic and erroneous changes)? In order to test the error hypothesis, data quality must be assessed, in order to demonstrate that spatial and categorical errors were possible in the interpretation or classification process. TerUti characteristics present several factors of possible errors. It has a high collection frequency rate: the survey is carried out every year. Its nomenclature is rich and complex. Ground surveyors are not professional and misinterpretations as well as location errors are well known issues for this kind of method (Zhou, 1996 ; Zhou et al, 1998; Angulo al 2005, Godard, 2006 ; Pan et al, 2010 ; Corona et al, 2007). This indicates a bias in change monitoring rather than reflecting a short-term landscape dynamics.

The error/ noise hypothesis: assessing differences in quality within one dataset

An explanation for the error hypothesis is the difference in quality between different maps of the same dataset. In this case, change detection is not constant through time and comparing intervals rather reflects the differences of the maps accuracy. To test this hypothesis, we observe if patch size remains homogeneous through time. This hypothesis is not verified for TerUti and MODIS as they keep a constant spatial unit size. IDF maps are based on photos as well as interpretation techniques whose quality have improved, but digitalisation was performed at a constant scale (1:5000), ensuring homogeneity. Therefore, standard deviation of patch size remains stable (fig 6.50a). On the contrary, for the Méjan dataset, the patch size standard deviation falls between 1963 and 1989 (fig 6.50b), which is due to the patch population value. One polygon that accounted for a large part of the whole area was divided from 1989 on.

Fig. 6.50 Evolution of patch size (standard deviation) through time

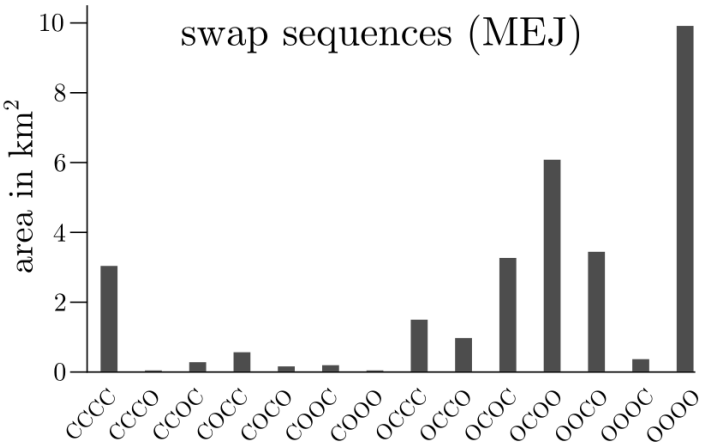


For remote sensing data (such as MODIS), positional and radiometric errors are potential issues that can cause false positives. As well as spatial quality, categorical quality is a well-known cause for errors in classification. Various reasons are possible: richness of the nomenclature, instrumental sensibility and bias when interpretation is entirely or partly subjective. In particular, some classes of TerUti are ambiguous when it comes to distinguish between grasslands, cultivated areas and even settlements. For example, temporary grassland is to be counted as cropland; and residential lawn in settlements; but interpretation may vary depending on the surveyor.

The real change hypothesis: assessing the plausibility of complex transition processes

In the Méjan dataset, the map is small enough for swap polygons to be easily detectable. Temporal patterns of change correspond to actual evolution sequences: areas with swap sequence can be linked with actual historical evolutions. In this particular case, instead of applying the IPCC categories, the original classes can be roughly be simplified as either "open" (O) or "closed or semi-closed" (C) landscape, a distinction consistent with the literature about local processes of landscape change. Therefore, all areas of swap sequences (1948-1963-1989-2000) can be sorted as shown in fig. 6.51 below.

Fig. 6.51 Type of landscape change sequences in Méjan



The majority of areas showing swap sequences begins with an open landscape. 82% of the [OOOO] sequences are due to switches between classes "herbaceous" and "cultivated areas, mown and/or grazed dolines". Such temporal reconfigurations of land management are a common pattern for agricultural landscapes. The four more complex sequences ([OCCC], [OCCO], [OCOC], [OCOO] and [OOCO]) can be typically related to a same general process with different configurations. Open pastures areas that were traditionally used for extensive sheep farming were abandoned during the 1950's and the 1960's. As a result, most of these fallows began to be reforested in 1963 or in 1989. The policy to restore traditional farming activities resulted in the clearing of some of these areas, which became again open in 1989. Areas that stayed abandoned were not equally reforested, due to local conditions (slope, altitude, distance from the seed-bearing trees), resulting in different patterns and rates of evolution.

Nevertheless, it is crucial to note that the nomenclature used here distinguished classes that are very close and reflects subtle ecological transitions. Therefore, clear separation of grassland and forest categories or between open and closed or semi-closed landscape does not reflect the terrain complexity. The class "complex occupation with herbaceous and open or closed low ligneous strata" illustrates well the mixed-class problem: such classes accurately fit the landscape spatial configuration but create problems when it comes to class aggregation to unambiguous 'pure' categories.

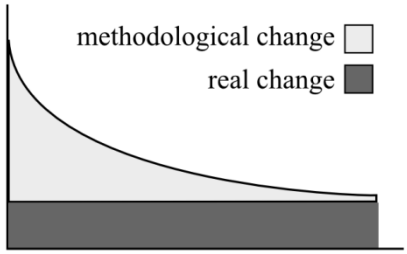
Is it possible to use swaps as an indicator to discriminate false positives?

Land-cover change accuracy assessment aims to quantify false positives (detected changes where there are not) and false negatives (undetected changes); quantity disagreement and allocation disagreement (Pontius & Millones 2011). Are swaps a good indicator of false positives?

A first method would be to consider all sequences with complex temporal patterns (sequences with one or several one-year swap for example) as false positives. Short-term higher rates of change

would be labelled as noise, due to the fractal characteristics of such data, and therefore not considered when dealing with long-term landscape dynamics. Concretely, this means that only change estimated over longer intervals reflects the overall dynamic. In the figure 6.52 below, under these assumptions, we can consider irrelevant the changes that go over the uniform line.

Fig. 6.52 A way to distinguish false positives from real change?



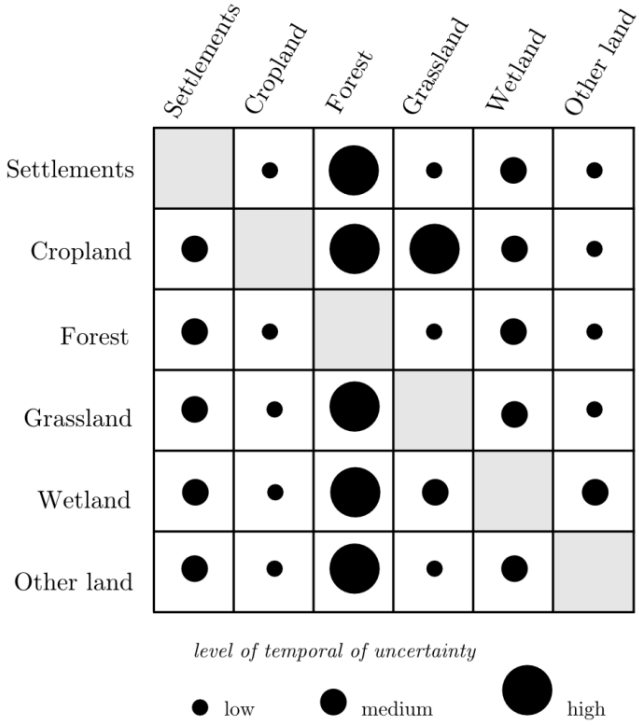
This would mean that scale dependency justify the choice of the longer interval over the shorter one when assessing the quantity of change consistent with the higher level of analysis. Low-scale dynamics (assessed at the scale of observation) should not be extrapolated and be accounted as a sum at the higher scale of analysis. According to this hypothesis, change detection relies on time interval duration and estimations based on high frequency of observation systematically overestimate it. This hierarchical approach avoids "*pseudopredictions*" (Wiens, 1989), which are short-term predictions wrongly applied to long-term levels.

A second method is to consider plausibility of swaps according to the type of data and the categories involved. Depending on the thematic and spatial resolution, swaps may be either unlikely or likely to reflect actual changes. The obvious advantage of this approach is that it allows the accounting of real complex patterns of change even though they create swaps. On the other hand, the disadvantage to this is the use of expert judgement and the complexity of the analysis for it leads to questioning the classification and classes aggregation schemes.

Accurate temporal scales to monitor specific transitions

Considering the second option above, it may be possible to identify minimal temporal rates under which a specific transition should not be accounted. For example, afforestation typically takes several years to clearly distinguish the "forest" new cover from the "non-forest" previous one. Likewise, urbanization processes result in temporary configurations that often spatially extend beyond the future settlement area and that last for several months: an annual rate of observation would overestimate these specific changes. This is also the case in agricultural landscapes, where an annual rate of observation leads to a misunderstanding due to rotations between crops (or temporary meadows) and grasslands (permanent meadows). Such "optimum" (Maurya, 2013) temporal levels of analysis can at least be useful when assessing the uncertainty of a specific value for a change rate. If this value is based on observations at a higher frequency rate than the pre-defined optimum, then it should be associated with high uncertainty. This principle applies as well to spatial and categorical levels of analysis. Instead of applying uncertainty to each class, we suggest here to apply uncertainty levels to each transition. Fig 6.53 proposes such levels.

Fig. 6.53 Levels of temporal uncertainties for land-cover changes conversions



Low level of temporal uncertainty would mean an annual rate is relevant for change assessment. For example, most changes that imply croplands are expected to be quickly visible and distinctive enough for an annual observation rate. The medium level would mean that one year is not long enough for change assessment. At least 2 years are required to avoid most of false positives. It avoids for example: temporary changes for urbanization, accounting of exceptionally flooded areas as wetlands. High level would imply that intervals for which change is accounted should last several years (for example 5 to 10 years). Afforested land and managed forests need trees to grow significantly to be classified as new forests. The transition from cropland to grassland also needs to be constant for several years, otherwise it should be considered as "temporary grassland" which is not to be accounted, in the IPCC scheme, as "grassland" but as "cropland". Generally, these processes differ from one another as they do not share the same temporality and therefore they should be observed at their own relevant scale. For future developments, levels of temporal uncertainty should be applied to our different datasets.

Conclusions

False landscape changes, and temporal scale dependency have been observed in very different land cover datasets, due to the presence of swap sequences. Discriminating between false positives and true swap sequences depends on the temporal, spatial and categorical configurations of the dataset. There is no optimum temporal frequency for land-cover change monitoring; nevertheless some transitions are more likely to cause them. That is why we are calling for the choice of the more relevant temporal scale at which a phenomenon should be observed. The rate at which change is estimated should not depend on data availability but rather on taking into account the MTUP effect (Modifiable Temporal Unit Problem). Yet there is a growing use and need for data that cover long periods and that are produced with high frequency. However, the more frequent is not always the better and, to prevent misuse of data, one must select the right interval level while studying land cover changes and consider different temporal frames to accurately monitor the dynamics.

Quelques cas concrets d'espaces à allers-retours

Afin d'illustrer les situations présentées précédemment, voici quelques vues permettant une approche plus qualitative pour comprendre quelles sont les différents cas concrets des zones dont l'interprétation répétée introduit des allers-retours entre classes. Il en ressort la typologie suivante :

a) zones de dépôt ou d'extractions de matériaux ;

b) chantiers et constructions ;

c) bois et parcelles forestières exploités ;

d) cultures avec années en prairies, friches ou jachère ;

e) pelouses d'aménagement : zones en herbe en milieu urbain, en zones industrielles et commerciales ou autour d'infrastructures.

Les images suivantes montrent des exemples de cas avec des polygones présentant des allers-retours au cours de la période, même avec une agrégation de la nomenclature de niveau 3 (nombre de classes passant de 81 à 11 pour le MOS IdF).

Exemples de polygones avec 4 allers-retours

Exemples de polygones avec 3 allers-retours

Exemples de polygones avec 2 allers-retours

Superposition des images Bing et des polygones du MOS IdF, QGis. Robert, 2016

Conclusion du chapitre 6

Les différentes analyses menées dans ce chapitre permettent de mieux comprendre les différentes causes d'incertitudes et de différences de performance entre dispositifs d'observation de l'occupation du sol. Qu'il s'agisse des niveaux spatiaux, temporels ou thématiques, individuellement ou combinés, l'incohérence entre la résolution du système d'observation et l'échelle des dynamiques à l'œuvre s'exprime par des faux positifs et des faux négatifs. Les erreurs et effets de sous-interprétation et de surinterprétation créent un « *bruit* » qui s'ajoute à ces biais systématiques. Ce bruit, parce qu'il implique une surestimation des changements bruts (qui se compensent dans l'espace et le temps) entraîne une surestimation des flux de carbone. Pour cela, dans le contexte des inventaires UTCATF, il est nécessaire de réduire ces artefacts.

De plus, ces analyses confirment notre hypothèse selon laquelle il ne faut pas rechercher la donnée la plus fiable (critère absolu) mais bien délimiter son domaine de validité et sa capacité à bien détecter les changements (critère relatif). La question n'est donc pas simplement celle de la validation des données mais celle de leur pertinence au regard d'un besoin précis. De ce constat – et de l'ensemble des analyses des chapitres précédents – découlent plusieurs recommandations (sur les données pertinentes, la nomenclature de référence, l'échelle de l'inventaire) qui seront formulées dans le chapitre suivant.

Chapitre 7 Recommandations et perspectives

Introduction

Objectif

Les chapitres précédents ont montré les intérêts et les limites des méthodes de suivi de l'occupation du sol et des données produites selon ces méthodes. Les analyses menées ont permis de mieux comprendre les différences entre les données, dans une approche de recherche, et de poser un regard critique sur ces données. L'objectif de ce chapitre est désormais d'apporter des recommandations techniques. Ce chapitre propose ainsi de formaliser un environnement technique permettant l'acquisition, la compréhension, la correction, la sélection et l'intégration de données hétérogènes adaptées au contexte des inventaires UTCATF. Autrement dit, ce chapitre propose plusieurs recommandations sur les solutions à mettre en œuvre, la sélection des données les plus pertinentes, les résolutions les plus adéquates et les prétraitements nécessaires ; ceci afin de parvenir à une estimation des changements d'occupation des sols tirant parti de l'expertise développée dans cette thèse.

L'utilisation de données hétérogènes dans un cadre technique peut prendre des formes diverses, et l'on parlera selon les cas d'outil d'intégration, de cartes hybrides, de fusion, de modélisation (voir section 3.2.8). L'objectif est que le cadre mis en place soit assez souple pour développer des solutions diverses. Quelque soit la solution retenue, il s'agit de ne pas tomber dans le piège du « *garbage in, garbage out* » (déchets en entrée, déchets en sortie). En effet, toute estimation ou agrégation de données est possible dans un contexte technique comme celui de l'inventaire UTCATF, en revanche, le travail en amont sur la critique de la pertinence des données est un exercice plus long et complexe : c'était l'objet des chapitres précédents. Sans cela, il n'est pas possible de comprendre à quoi sont dues les variations d'estimation en fonction des données d'entrée. Le but est aussi d'éviter tout phénomène de dépendance à l'égard d'une source de donnée en particulier. La difficulté de traduire les multiples analyses développées dans cette thèse en recommandations techniques plus simples pose la question des choix nécessaires à la mise en œuvre opérationnelle des résultats de recherche.

Dans ce chapitre, nous présentons un plan d'action à court et moyen-terme en trois étapes pour mettre en place une modélisation des changements d'occupation des sols qui soit cohérente avec l'enjeu du rapportage des flux de carbone, tant au niveau du périmètre de calcul, de l'échelle, de la nomenclature et de la pertinence des taux de changement. Le modèle se base sur une approche multi-sources et sur une spatialisation qui n'intervient qu'en deuxième lieu, la priorité étant donnée à la consolidation des matrices de changements.

Ce chapitre est structuré en cinq sections:

7.1 La première formule des recommandations générales sur l'utilisation et le traitement des données, ainsi que sur les résolutions les plus pertinentes.

7.2 La seconde propose de reconsolider l'échelle et le périmètre de calcul et de rapportage de l'inventaire UTCATF, en les refondant sur des principes plus adaptés au suivi du carbone ;

7.3 Dans la troisième section, nous proposons une méthode, avec plusieurs degrés de complexité possibles, visant à réestimer la matrice des changements d'occupation du sol ;

7.4 La quatrième décrit la seconde étape de la modélisation : l'allocation spatiale des changements ;

7.5 La cinquième section synthétise les contributions de la thèse et les perspectives qu'elle dessine.

7.1 Recommandations Générales

A partir des analyses réalisées dans les chapitres précédents et de l'ensemble des connaissances acquises sur les modes de construction des données disponibles et les limites de leurs approches, quelques recommandations générales peuvent être dressées. Il convient de souligner que ces recommandations constituent une synthèse qui simplifie la diversité et la complexité des concepts mobilisés jusqu'ici, mais permettent une première transcription d'une démarche de recherche vers une démarche opérationnelle et technique. Il s'agit ici de passer d'un cadre de démarche expérimentale et exploratoire à un cadre normé et limité, décrit dans le chapitre 1.

Il n'est bien sûr pas envisageable de régler dans le cadre d'une thèse des problèmes de fond, à la fois structurels et conjoncturels, et qui découlent en grande partie de la multiplication des projets et des initiatives, plus ou moins pérennes et menés à des échelles différentes, de création de jeux de données et de cadres normatifs traitant directement ou directement de l'occupation du sol. Ces données répondent à l'origine à des besoins différents, et sont investies sans cohérence par une grande diversité d'utilisateurs finaux. La mise en place d'un référentiel harmonisé, multiscalaire, et pérenne reste encore une utopie : trop d'investissements ont déjà été réalisés/mobilisés par différents acteurs pour imposer aisément une nouvelle norme et un nouveau modèle de création de données.

Compte tenu de l'inertie du paysage des données géographiques, les recommandations présentées dans cette section concernent principalement la sélection et le prétraitement des données, la clarification des nomenclatures, et le choix des résolutions spatiales et temporelles.

7.1.1 Mise à jour de l'approche générale

Une approche intégrée

La méthode actuellement en place pour la réalisation de l'inventaire UTCATF français mobilise des données hétérogènes, en estimant séparément :

- les surfaces de changements d'occupation du sol avec TerUti,
- les stocks de carbone du sol par type d'occupation avec le RMQS,
- les stocks et flux de carbone de la biomasse avec l'IFN

Il serait idéal de pouvoir mettre en place une méthode qui englobe ces trois métriques et unifie les résolutions d'observation de ces trois éléments. Une telle approche nécessiterait un système intégré de suivi des surfaces terrestres et des stocks de carbone dans le périmètre national et avec une répétitivité adéquate. A l'heure actuelle, un système aussi unifié n'est pas envisageable car ces différentes sources d'information sont produites indépendamment sans souci de cohérence. A défaut, les solutions proposées dans ce chapitre permettent une plus grande intégration de ces différentes dimensions. Un des moyens principaux pour y parvenir est de mettre en place une approche spatialement explicite, en créant un cadre spatial d'intégration. Un deuxième moyen est la réflexion sur une refonte de la nomenclature, afin qu'elle soit cohérente dans ces trois dimensions. Un troisième moyen est la mise en compatibilité avec une approche par processus, qui permet par exemple de ne pas seulement appliquer la méthode des différences de stocks mais de considérer les flux associés à une conversion type. Enfin, une telle approche intégrée permettrait de se conformer progressivement avec l'évolution des principes méthodologiques du GIEC, c'est-à-dire avec la prise en compte non plus seulement de l'UTCATF mais aussi, à terme, de l'agriculture au sein d'un « secteur des terres ». En effet, les lignes directrices du Giec (2006) regroupent désormais Agriculture et UTCATF au sein d'un secteur unique dit AFAUT (Agriculture, Foresterie et Autres Utilisation des Terres), généralement connu sous le sigle anglais « AFOLU » (*Agriculture, Forestry and Other Land Use*).

Un cadre modulable et adaptable

Les solutions proposées ici doivent rester suffisamment souples pour pouvoir respecter des règles spécifiques de notification dans les différents formats d'inventaire. Il s'agit de ne pas développer de solutions qui seraient scientifiquement justes mais difficilement compatibles avec des définitions, des règles imposées par le GIEC et la CCNUCC (qu'il convient de respecter quels qu'en soient les défauts de principes). Il s'agit aussi de pouvoir prendre en compte les évolutions possibles : émergence de nouvelles règles méthodologiques, de nouveaux formats de notification[1] ; mais aussi évolution des données sources (ruptures méthodologiques, fin de production d'une donnée, mise en place d'une nouvelle donnée…), en construisant un système pouvant être enrichi de nouvelles informations. L'adaptabilité du système développé permettra enfin de pouvoir l'utiliser dans des contextes différents, par exemple pour une région ou pour un autre pays.

Passer au niveau méthodologique « Tier-3 »

Les lignes directrices du Giec (2006) définissent plusieurs niveaux (« *tiers* », niveau en anglais) de précision méthodologique, de 1 à 3, pour calculer les émissions de GES dans l'inventaire (voir chapitre 1). Le niveau méthodologique dit « *Tier-3* » est défini par le recours à des données spatialement explicites pour suivre les changements d'occupation du sol et représenter les surfaces de changement par des cartographies. La méthode en place se situe au niveau dit « Tier-2 », puisque seules des matrices de changement d'occupation des sols sont estimées, sans accès aux points d'échantillonnage.

Le passage du niveau 2 au niveau 3 est souhaitable car cela permet une possibilité accrue d'aide à la décision, et dans une logique d'amélioration méthodologique générale. Ce passage est possible, car plusieurs données géographiques permettent de répondre à ce besoin, bien que de façon contrastée : une sélection des données mobilisables est présentée dans cette section.

7.1.2 Recommandations sur les résolutions

Résolution d'entrée et de sortie

Les résolutions *d'utilisation* des données ne sont pas forcément celles de la *création* des données. L'objectif, dans le cadre de l'inventaire UTCATF est de moins dépendre de la résolution d'entrée (celle des données sources : nomenclature thématique, Unité minimale ou taux d'échantillonnage spatial, fréquence temporelle) et de se focaliser davantage sur la résolution de sortie (celle de l'inventaire, pertinente avec l'enjeu carbone et cohérente avec les contraintes de rapportage).

Entre ces deux niveaux, jouent en fait deux échelles intermédiaires :

- l'échelle des données disponibles (résolution d'entrée)
- l'échelle des phénomènes de changement d'occupation du sol (que nous pouvons appeler par commodité échelle paysagère)
- l'échelle des flux de carbone
- l'échelle de rapportage de l'inventaire UTCATF (résolution de sortie)

Le choix des niveaux de résolution les plus pertinents doit prendre en compte ces différents critères.

Résolution Spatiale

On a vu dans le chapitre 5 que l'idéal de précision entraîne *in fine* une confusion entre le domaine topographique et la généralisation de l'occupation du sol, entre le niveau micro et le niveau macro. Un degré de généralisation spatiale est nécessaire : il s'agit de choisir le degré le plus pertinent et non de vouloir s'approcher au plus près de l'enregistrement topographique.

Au niveau de **l'échelle spatiale des données disponibles**, nous disposons de plusieurs sources de données établies à des échelles spatiales différentes, à petite, moyenne et grande échelle. En

[1] Par exemple, l'UE envisage d'imposer à ses Etats membres de suivre les flux de GES liés à l'UTCATF via un inventaire spécifique, supplémentaire à celui réalisé pour la Convention Climat et le Protocole de Kyoto (proposition de règlement du parlement européen et du Conseil du 20 juillet 2016 (COM(2016)479 final), voir chap.1.

résumant les travaux existant et les spécifications des produits rassemblés, on dispose pour la France de cinq résolutions spatiales possibles : résolution mondiale (kilométrique), européenne (hectométrique), nationale (décamétrique), régionale (métrique), locale (décimétrique). L'idéal serait de ne pas choisir une seule échelle mais de disposer d'un système par emboitement de cartes à différentes échelles, cohérentes entre elles, assises sur un même squelette et sur une nomenclature hiérarchique unique et conforme aux recommandations des travaux internationaux[1]. Une autre solution consiste à fusionner des données au sein d'une grille, sans tenir compte des différences d'échelles et des effets de superposition (voir solution n°1, section 7.2).

Concernant **l'échelle spatiale des changements** d'occupation du sol, le chapitre 5 a montré la diversité des échelles spatiales des processus. De nombreux changements nécessitent un suivi topographique si l'on souhaite s'adapter réellement à leur dimension. Une autre solution consiste à privilégier l'échelle du parcellaire (agricole, foncier, forestier) et donc de choisir l'échelle décamétrique (c'est l'échelle retenue pour la solution n°2, voir section 7.3). Il est cependant possible de se diriger vers une solution qui privilégie le suivi des changements eux-mêmes et non celui de l'occupation du sol (voir solution 3, section 7.4).

L'échelle spatiale des flux de carbone est complexe à envisager et n'entre pas dans le cadre de cette thèse. En effet, la connaissance de la répartition spatiale des *stocks* de carbone est marquée par de fortes incertitudes et les études locales reposent sur des mesures ponctuelles qu'il faut interpoler. Ces travaux montrent par ailleurs que cette répartition est complexe, à la fois horizontale et verticale (Cardinael, 2015). *A fortiori*, connaître l'échelle spatiale fine des *flux* de carbone soulève de nombreuses incertitudes. Il est seulement possible d'estimer indirectement l'échelle spatiale des zones de flux (de captage et d'émission), via des données d'occupation du sol, et non la spatialisation directe des flux. Cette possibilité reste envisageable à moyen terme grâce à la modélisation inverse et au suivi des flux de carbone atmosphériques par satellite[2]. Dans l'état actuel des sources mobilisables, il demeure un problème d'échelle pour le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (source de base sur les stocks de carbone des sols), qui ne permet pas d'utilisation spatiale en-deçà du niveau régional (voire national) en raison de la représentativité insuffisante des échantillons. Cela constitue un obstacle pour la cartographie spatialement explicite des flux de carbone dus aux changements d'occupation des sols.

Quant à **l'échelle spatiale de l'inventaire**, elle est laissée libre aux Etats. Les lignes directrices du GIEC (2006) ne font que conseiller une approche spatialement explicite, et les Bonnes Pratiques (2003) font référence à « *une échelle appropriée* » et à « *une échelle fine* » *(GIEC, 2003, par. 2.3.2.3, p. 2.12), sans quantifier ces termes.*
Les trois pistes envisagées dans ce chapitre répondent au problème de l'échelle spatiale.

Résolution thématique

La compilation des données mobilisables (chapitre 4) a montré l'hétérogénité des **échelles thématiques des données disponibles**. Celles-ci sont construites selon des référentiels différents et sont adaptées à des besoins spécifiques, pas toujours compatibles avec l'enjeu carbone.

De plus, **l'échelle thématique des changements** d'occupation du sol soulève des questions cruciales (chap 3, chap 5) : à partir de quel degré de modification du couvert s'agit-il d'un changement, faut-il prendre en compte les changements d'utilisation, quelles sont les conversions qui ont un impact similaire quant aux flux de carbone… ? Il n'y a pas, en réalité, d'échelle thématique *en soi* pour les changements d'occupation des sols tant que n'a pas été défini l'angle avec lequel on discrimine les changements réels des autres dynamiques. L'approche GIEC, est un de ces angles possibles : elle permet de distinguer les changements (conversion d'une catégorie GIEC à une autre) des surfaces dites sans changements (zone stable, connaissant un cycle de gestion, etc.). Cette contrainte permet de définir l'échelle thématique des changements dans le contexte UTCATF, même si la nomenclature GIEC n'est pas sans poser divers problèmes (voir chap. 3).

[1] Normes ISO, travaux EAGLE, LCSS, travaux des chercheurs en sémantiques.
[2] Cette technologie, qui fait l'objet d'un suivi par le CITEPA et de projets de recherches, est encore au stade de développement et ne permet pas encore d'envisager de déploiement à large échelle et en routine.

En revanche, au niveau de **l'échelle thématique des flux de carbone**, la quantification écologique fine des flux est possible mais complexe : l'occupation du sol est un bon indicateur indirect (proxy) pour estimer ces flux. Il reste cependant possible de se concentrer sur des processus naturels et anthropiques et sur la prise en compte des flux de carbone pour chaque processus et chaque conversion (voir chap. 5).

Enfin, **l'échelle thématique de l'inventaire** est celle des six catégories GIEC, mais les lignes directrices du GIEC (2006) donnent la possibilité à un Etat d'affiner cette nomenclature grossière par des sous-catégories adaptées à ses particularités nationales. C'est ce que fait actuellement le Citepa avec 16 sous-catégories spécifiques[1]. Nous proposons d'évaluer et d'améliorer cette nomenclature nationale.

Pour répondre à ces enjeux, il est possible de mettre en place une nouvelle nomenclature nationale, compatible avec la nomenclature GIEC, l'approche carbone, le suivi des changements d'occupation du sol et les données existantes. Cette nouvelle nomenclature doit permettre une cohérence spatio-temporelle, être indépendante de la méthode d'observation (spécifications du capteur, formation de l'observateur), être indépendante de l'échelle spatiale, être exhaustive, sans recouvrements, et comprendre des définitions basées sur des règles simples[2] permettant de distinguer clairement une classe d'une autre. La nomenclature proposée est la suivante :

Tableau 7.1. Nomenclature proposée

lettre	Proposition (libellé)	Giec	RMQS
R	*Bati et revêtu, décharges*	*Settlements*	
M	*Minéral naturel, roche, carrière et mines*	*Other land*	
N	*Sol nu*	*Other land*	
P	*Végétation herbacée*	*Grasslands*	Prairies permanentes
B	*Végétation buissonnante*	*Grasslands*	
L	*Végétation ligneuse hors forêt*	*Grasslands*	
F	*Forêt*	*Forest land*	Forêts
Q	*Bosquet (Forêt, surface < 0,5ha)*	*Grasslands*	Forêts
H	*Sol humide*	*Wetlands*	Zones humides
E	*Sol immergé*	*Wetlands*	
C	*Culture non pérenne*	*Cropland*	Culture
V	*Cultures pérennes ligneuses (vignes, vergers)*	*Cropland*	Vergers ; Vignes
J	*jardins, potagers, parcs, golfs…*	*Settlements*	

Cette nomenclature est le fruit de comparaisons des référentiels existants et répond aux du suivi des flux de carbone : elle repart de la nomenclature Giec en six catégories et propose des sous-catégories plus adpatées à une partition selon les « compartiments » carbone de sol et de biomasse (voir chap. 2). Nous préconisons cependant, dans un premier temps de s'en tenir aux catégories Giec, afin de procéder à la refonte méthodologique de manière progressive. L'utilisation de cette nomenclature peut faire l'objet d'une deuxième étape. Il conviendra auparavant d'assurer la compatibilité de ces nouvelles catégories avec celles du RMQS qui détermine les stocks de carbone des sols.

Nous testons la pertinence de cette nomenclature à la lumière de deux critères :
- elle doit être pertinente au regard l'enjeu carbone : compatibilité avec le RMQS, le GIEC et cohérence avec les compartiments carbone (sol, litière, bois mort, biomasse aérienne, biomasse souterraine),

[1] Sous-catégories de *Forest land* : Forêt de feuillus, forêt de conifères, forêt mixte, peuplier ; sous-catégories de *Grasslands* : prairie en herbe, bosquet, haies ; végétation arbustive ; sous-catégories de *Cropland* : cultures, vergers, vignes ; zones humides ; sous-catégories de *Settlements* : artificiel nu, artificiel enherbé, artificiel arboré ; autres terres.
[2] Par exemple des règles binaires (présence ou absence d'un élément) ou quantitatives (seuils de densité, etc.)

- elle doit faciliter la comparabilité des données et les conversions des classes d'origine.

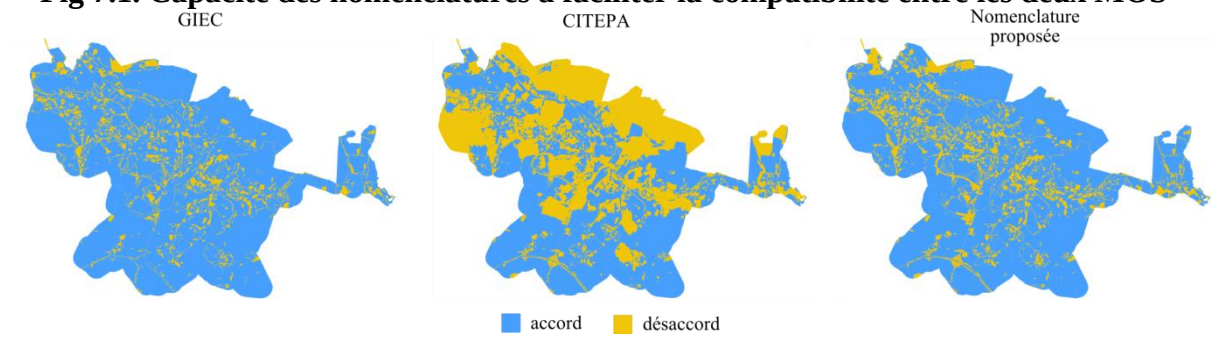
Pour évaluer le premier critère, comparons d'abord les relations de conversion entre les classes du RMQS, les grandes catégories du Giec (colonne « Giec » dans le tableau 7.1) et ces nouvelles classes (colonne « RMQS » dans le tableau 7.1).

Raisonner par strate (herbacée, buissonnante, arborée) permet de différencier le compartiment « biomasse aérienne », et d'éviter d'employer des termes décrivant moins le couvert biophysique qu'un usage/occupation complexe (ex friche, prairie). Seule la distinction forêt et bosquet est nécessaire au regard des obligations du GIEC et des règles onusiennes. Les landes, friches, maquis, sont répartis selon leur stade (en herbe, buissonnant, arbustif), de même que les haies sont réparties dans la catégorie végétation buissonnante ou arbustive hors forêt. Ainsi, l'approche adoptée est résolument celle du « *land cover* » et non celle du « *land use* ».

Ensuite, pour évaluer la pertinence de cette nomenclature au regard de la nécessité de faciliter l'interopérabilité entre données hétérogènes, nous vérifierons si cette nomenclature entraine plus ou moins d'accord entre données par rapport aux nomenclatures appliquées actuellement. Un test a été mené sur une zone de recouvrement entre deux données d'occupation du sol de bonne qualité et de haute résolution spatiale et thématique, sur une même année : le MOS de l'Ile-de-France et celui de Picardie (voir chap. 4 section 3). La superposition des deux cartes (fig. 7.1) permet de noter les zones où les classes sont les mêmes (accord, en bleu) et là où les classes ne sont pas les mêmes (désaccord, en orange). Cette procédure est effectuée en traduisant les classes originelles des bases dans trois différentes nomenclatures : GIEC, Citepa et notre proposition.

Avec la nomenclature GIEC, très généraliste (6 classes), on obtient un accord de 91% entre les deux MOS. L'application de la nomenclature Citepa, plus précise (16 classes) fait baisser le taux d'accord à 60%, alors que l'on obtient avec la nomenclature proposée un taux d'accord de 87%, très proche de celui du GIEC.

Fig 7.1. Capacité des nomenclatures à faciliter la compatibilité entre les deux MOS



Les trois cartes montrent les accords entre les MOS Ile-de-France et Picardie une fois leur nomenclature convertie dans trois systèmes de référence. On voit que les désaccords obtenus avec la nomenclature GIEC et avec la nomenclature proposée concerne des petits espaces linéaires, qui correspondent à des effets de décalage entre polygones, à des désaccords sur le traitement des éléments ponctuels et linéaires et des frontières. A l'inverse, en appliquant la nomenclature Citepa, ce sont des zones plus importantes qui sont concernées par les désaccords (40%), notamment parce que ce référentiel est basé sur les classes TerUti. La nomenclature proposée semble donc un bon compromis entre les deux solutions existantes.

Ensuite, il s'agit d'établir la correspondance entre cette nouvelle nomenclature de référence et l'ensemble des nomenclatures des données sources. Trois systèmes complémentaires, du plus simple au plus complexe, peuvent être envisagés.

- une correspondance horizontale classique, binaire, de 1 à 1. A chaque classe source correspond une classe dans la nomenclature de référence, et dans celle du GIEC.

- une correspondance horizontale multiple, de 1 à plusieurs. A chaque classe source correspondent plusieurs classes de destination, avec plusieurs probabilités. Par exemple, une classe « urbanisation continue » pourrait avoir 30% de probabilité d'être traduite en « bâti et revêtu », 30% en « jardins et parcs », 10% en « culture », 10% en « bosquet », 10% en « sol

nu ». Dans cet exemple fictif, cela entrainerait deux possibilités : la surface d'un polygone pourrait être théoriquement divisée en autant de surfaces que de traductions possibles, au pro-rata de leur probabilité ; ce polygone pourrait être redécoupé en plusieurs parcelles à partir d'une autre donnée, et le classement des polygones finaux prendrait en compte les probabilités de traduction des deux données.

- une correspondance verticale multi-niveaux, en intégrant les classes de références et les classes sources dans un système hiérarchique de niveaux de résolution thématiques que l'on peut appeler strates, sur le modèle présenté ci-dessous (tableau 7.2).

Tableau 7.2. Strates sémantiques

Strate	Niveau	Description	Exemple
Strate primitive	Métaclasses	« *Primitives de données* », formations végétales, ensemble de bâtiments, etc. Classe la plus précise avant le niveau topographique.	Peuplement de végétation ligneuse dense, en futaie, hêtraie-chenaie, (critères : densité, taux de couvert, essence, morphologie)
Strate absolue	Classes	Strate claire/absolue/où tout est clairement séparé entre utilisation et occupation. Classes théoriques, virtuelles	Futaie de feuillus (critère : taux de feuillus, taux de couvert)
Strate mixte	Multiclasses	Catégories mixtes, avec un premier degré de généralisation	Espace boisé (critère : taux de couvert)
Strate agrégée	Mégaclasses	Ex : GIEC. Classes servant à l'intégration de données hétérogènes pour la mise en parallèle sur des classes larges	Forêt (critère : surface minimale)

De haut en bas, les critères sont de moins en moins spécifiques et les classes opèrent une montée en généralisation. Les strates vont du langage descriptif (le plus proche des réalités biophysiques et des différences de stockage de carbone mais le plus lourd à mettre en œuvre) au plus normatif (le plus compatible avec des sources hétérogènes et avec les règles du GIEC, mais le plus approximatif pour déduire des stocks de carbone). La strate primitive reste très proche de l'approche topographique et ne peut être envisagée à l'échelle de l'inventaire UTCATF (voir chap.5, section 6).

Ce système de stratification sémantique s'inspire de la littérature sur les systèmes de désagrégation de classes et sur l'interopérabilité sémantique (Di Gregorio et Jansen, 2000 ; Comber, 2008 ; Wiegand, Berg-cross et Zhou, 2016), en simplifie l'approche pour la mener au niveau opérationnel des pré-traitements possibles avant un inventaire UTCATF. Chaque classe issue d'une nomenclature peut être située dans cette architecture. Chaque donnée source définit des classes, mixtes ou univoques, qu'il est possible de désagréger selon cette architecture sémantique.

Résolution temporelle

L'**échelle temporelle des données disponibles** varie beaucoup selon les données (voir chap. 4 et 6). Pour les données à faible fréquence temporelle (acquises tous les 5 ans ou plus), on peut considérer qu'elles sous-estiment de fait certains changements rapides (ex. rotations culturales) mais qu'elles estiment bien certains changements à temporalité plus lente (par exemple l'évolution de la forêt et les cycles sylvogénétiques).

L**'échelle temporelle des changements** d'occupation du sol permet de prendre en compte des pas de temps adaptés à chaque changement-type (ex : urbanisation de terres cultivées).

Estimer **l'échelle temporelle des flux de carbone** est très complexe : les flux d'émission et de séquestration ne sont pas de même nature (Körner, 2003 ; Mackey et al, 2015), or ces flux sont traités simultanément dans les approches de comptabilisation du carbone.

Enfin, **l'échelle temporelle de l'inventaire** est double : à la fois annuelle (échelle de rapportage et émission de carbone, par exemple de la biomasse) et selon un pas de temps de 20 ans (cinétique de transition par défaut pour le carbone organique du sol).

Compte tenu de ces contraintes, il n'y a pas d'échelle temporelle unique qui soit parfaitement adaptée au suivi des changements d'occupation du sol dont on déduit des flux de carbone. Les flux de carbone ont leurs propres temporalités, différentes pour les flux d'émission et de séquestration, et différentes pour le sol et la biomasse. Ces flux sont reconstruits indirectement à partir de phénomènes biophysiques et anthropiques qui ont leurs temporalités propres. Ces derniers sont reconstruits à partir d'observations de l'occupation du sol à des pas de temps divers. Il n'existe donc pas de niveau de temporalité unique où ces trois niveaux puissent s'accorder. Dans tous les cas, la résolution temporelle retenue oblige à simplifier ces jeux d'échelle.

Le choix le plus simple consiste à conserver un pas de temps annuel, directement compatible avec l'échelle de rapportage de l'inventaire, cohérent avec le pas de temps retenu jusqu'ici grâce aux données TerUti, et assurant une estimation très régulière des changements. Ce pas de temps constitue par ailleurs un idéal dans la littérature (Zhu et Woodcock, 2015) et pour la sphère politique.

Une autre possibilité consiste à opérer une rupture méthodologique et à choisir un pas de temps moins fin, en privilégiant la pertinence des changements détectés sur la précision temporelle. Des changements quantifiés via des sources à fréquence d'observation supérieure serait agrégés, à l'instar des opérations d'agrégation spatiale et thématique. Un tel pas de temps pluriannuel pourrait ainsi durer 5 ans, de façon à distinguer les cycles culturaux et sylvicoles, les étapes intermédiaires des chantiers de construction, etc., et ainsi de prendre en compte la loi de dépendance d'échelle démontrée dans le chapitre 6, section 6.4.

Prendre en compte l'incertitude des données

Les analyses des chapitres précédents ont montré les différents niveaux d'incertitude affectant la pertinence et la qualité des informations utilisées comme source primaire dans les inventaires. Les différentes données étudiées ont toutes des limites. Mieux prendre en compte ces incertitudes en amont de l'inventaire UTCATF a plusieurs conséquences :

- Les incertitudes en amont sur les données sources ne sont généralement pas considérées. Il convient de les prendre en compte dans le calcul de l'incertitude totale de l'inventaire.

- Dépendre d'une seule source de données entraine une fragilité méthodologique car les estimations sont sensibles à ses évolutions méthodologiques voire à l'arrêt de sa production. L'objectif est de renforcer la robustesse méthodologique en évitant de s'adapter brutalement à ces changements, de pouvoir anticiper et ne pas être trop affecté par un changement ou une disparition de données.

- Les facteurs d'incertitude doivent être intégrés dans les critères de sélection ou de hiérarchie des données, pas seulement les résolutions. Il faut aussi veiller aux critères de sélection, à leur hiérarchie et intégrer les incertitudes pour ne pas agréger ou comparer directement des données hétérogènes. En effet, comme nous l'avons montré dans cette thèse, la mise en cohérence n'est pas seulement une question statistique. C'est aussi une question géographique (quelles réalités écologiques, territoriales se trouvent derrière des catégories différentes ?) et une question de cadres conceptuels et de paradigmes : les données reposent sur des besoins précis et des visions spécifiques du territoire. Il convient donc d'accorder une grande attention aux critères de sélection des données et d'effectuer des prétraitements avec précaution.

Ne plus recourir uniquement à une donnée.

Les pistes présentées dans ce chapitre présentent toutes la particularité de privilégier la prise en compte de données multiples et non le recours à un seul jeu de données source. Le choix de TerUti est un choix historique (voir chapitre 1) qui n'apparait pas forcément comme le plus pertinent. Selon

que l'on prenne en compte ou non le taux d'échantillonnage dans la résolution spatiale d'observation, cette donnée apparait plus ou moins pertinente au regard des résolutions nécessaires (voir chap.4). TerUti contient beaucoup d'artefacts qui sont imputables à diverses sources d'erreurs. De plus, les tests des méthodes sur des simulations de paysage (voir chap. 6) montrent aussi certaines faiblesses imputables à l'échantillonnage grappé. Conserver TerUti présente l'avantage de la continuité et permet *a priori* une transparence méthodologique. En réalité, la transparence est relativisée par les corrections et retraitements des séries qui sont de plus en plus nécessaire, à mesure que l'enquête TerUti est contrainte d'évoluer et de créer de nouvelles ruptures méthodologiques.

Prétraiter : formater et corriger les données

Intéret

Des pré-traitements sont d'ores-et-déjà appliqués par le Citepa pour la réalisation de l'inventaire UTCATF. Le travail mené dans cette thèse permet de confirmer et de justifier de tels traitements, mais recommande aussi de les appliquer à tous les jeux de données potentiellement mobilisables en plus de TerUti. Non seulement ces pré-traitements permettent de corriger les erreurs et de gommer certains artefacts discutés dans les chapitres précédents, mais ils assurent aussi la possibilité de rendre compatibles les données entre elles, c'est-à-dire de favoriser leur interopérabilité. Les différentes données disponibles ne sont pas comparables directement, car leurs méthodologies de suivi des terres est différent. Un travail est nécessaire à la fois sur les métadonnées, en particulier les niveaux de résolution spatiale, thématique et temporelle. Mettre en rapport des données de nature hétérogène passe par une mise en cohérences des échelles, des résolutions (nomenclatures, trames spatiales, périodicité d'observation). Les méthodes et travaux existants de mise en cohérence de données hétérogènes ont été présentés en section 3.2.8. Les données ne sont pas directement comparables à la fois au niveau de la forme et du fond. Les données sont présentées en fonction de la méthode d'acquisition, du public visé, et en fonction d'une représentation de l'information et de son usage. Elles sont donc toutes disponibles dans des formats et selon des structurations diverses (voir chapitres 3 et 4). Ici, nous présentons les méthodes mises en place pour disposer de données compatibles avec les analyses réalisées pour nos travaux et présentées autant que possible selon un format commun.

Constituer une base de données

La première étape consiste à passer de données éparses, aux formats différents, à une base de données homogène, avec une régularité dans la façon de nommer les bases de données.

Expliciter et codifier les métadonnées

L'explicitation des métadonnées, à l'inverse des prétraitements, est une opération qui n'est pas actuellement réalisée dans le cadre de l'inventaire UTCATF. Il s'agit d'indiquer clairement dans un tableau les périmètres spatiaux, temporels et thématiques des données ; l'incertitude associée aux valeurs, ainsi que les modalités d'acquisition de l'information. Cet exercice pose cependant plusieurs difficultés, car il est nécessaire d'indiquer ces informations de manière comparable entre jeux de données. Par exemple, le périmètre spatial est aisément identifiable lorsque la donnée concerne la France entière, mais beaucoup moins si le périmètre ne se superpose pas à une région administrative. Ces informations peuvent servir à sélectionner les données entre elles, à les hiérarchiser en cas d'utilisation d'un modèle multi-sources, et de pouvoir rapidement accéder aux informations clés sur chaque jeu de données sans recourir à la documentation initiale ou avoir à utiliser des documents hétérogènes dans leur codification.

Format commun de référence (modèle)

Ce format est constitué :

i) d'un (ou plusieurs) tableau(x) de données, au format excel et au format texte (.csv) Il s'agit d'un tableau avec des surfaces constantes par département et/ou région administrative (lignes) dont la catégorie évolue selon les années (colonnes).

Tableau 7.3 Structure d'un tableau de données au format de référence

Région	Surface (km²)	Catégorie année Y1	Catégorie année Y2	…
FR21	20	LC8	LC8	…
FR22	10	LC8	LC2	…
…	…	…	…	…

ii) de tables de correspondances (simples ou complexes) entre la nomenclature de ces données avec leurs intitulés complets et avec les autres nomenclatures de référence. Ces formats de base permettent de générer les matrices de changements entre deux dates.

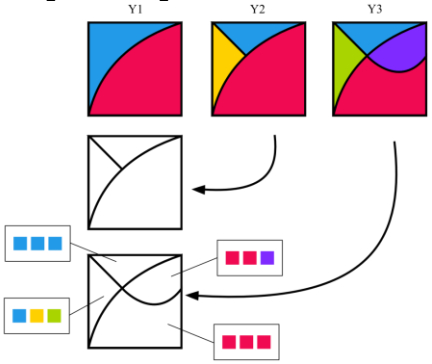
Formatage des données sous formes de tableaux statistiques

Les données sous forme de tableaux statistiques (TerUti, IFN, INSEE, etc.) doivent être traitées de manière à présenter l'information sous un angle cohérent et selon une codification uniformisée. Ce formatage est plus ou moins aisé à mettre en œuvre en fonction des particularités de chaque donnée. In fine, les tableaux doivent être directement compatibles avec le format des tables issues des cartes d'évolution de l'occupation du sol, à savoir, pour chaque portion de territoire, une classe associée à chaque année enquêtée.

Formatage des données vectorielles

Nous appliquons la méthode de la partition maintenue constante (Bordin, 2006). Cela permet de voir les surfaces par trajectoire, selon des intervalles différents. Les millésimes initiaux, représentant chacun une année, doivent être intersectés sous SIG. De cette façon, on obtient une carte partitionnée en fonction de toute la période, ce résultat combinant en une seule carte l'ensemble des états successifs du territoire (fig 7.2). A chaque réception d'un nouveau millésime, il est ainsi possible de redécouper à nouveau cette carte avec les nouvelles délimitations.

Fig 7.2. Principe de la partition maintenue constante



Le principe de la partition maintenue constante (Bordin, 2006) consiste à recréer à chaque millésime la carte finale de façon à résumer la série temporelle en une seule couche, chaque polygone étant associé à l'ensemble de ses occupations passées. Réalisation : Robert, 2016

Formatage des données matricielles/pixel

Il est nécessaire en premier lieu traiter les données car chaque couche de pixels est associée à une seule année (un code par pixel correspondant à sa classification pour une année). Pour reconstituer les séries temporelles de manière simple, sur le modèle de la partition maintenue constante, il faut qu'à chaque pixel soit associé l'ensemble des classes associées à chacune des années. Cela est par exemple possible en associant chaque pixel à un point, dans une couche vectorielle. Ce point peut ainsi récupérer, par jointure spatiale, l'ensemble des différents états qu'a connu le pixel au cours du temps. Il est aussi possible d'utiliser une matrice de confusion, via un logiciel de télédétection, permettant de comparer les pixels deux à deux (Charlot, 2016). Deuxièmement, chaque pixel doit être associé au

découpage administratif du territoire. La solution la plus simple consiste à définir une appartenance à une seule région administrative[1].

Tests de qualité et corrections

Une fois les données retraitées selon une formalisation commune, il est possible de générer pour chacune d'entre elles des matrices de changement. Ces matrices sont alors à la base de tests généralistes de qualité des données. Le calcul des indices d'intensité développés par Pontius (Aldwaik et Pontius, 2004) permet de repérer d'éventuels éléments anormaux. Ensuite, des tests de rupture temporelle peuvent être mis en place (mise en évidence des régularités et irrégularités, ruptures brutales, etc.). Enfin, des tests thématiques spécifiques peuvent être mis en place de manière à détecter la quantité de changements pour des conversions-types, telles que des cycles (allers-retours sur trois années ou plus), ou des conversions aberrantes (du type « désartificialisation »). Les accords entre données et les conflits d'intégration peuvent être repérés dans l'espace, le temps et dans l'univers thématiques : si les désaccords ont davantage lieu à certains endroits, certaines années ou pour certaines classes, alors il s'agit de domaines à approfondir.

Ces protocoles de détection d'erreurs ou d'anomalies permettent alors de passer à des procédures de correction universelle (lisser les anomalies, ignorer les aberrations, revoir les tables de correspondance) ou contextuelle (correction en fonction du contexte spatial (voisinage) ou temporel (états antérieurs et postérieurs)).

Se concentrer sur les données pertinentes pour les changements

Nous avons montré dans le chapitre 4 que les différentes données disponibles pour suivre l'occupation du sol présentaient des résolutions (spatiales, thématiques, temporelles) différentes et répondaient plus ou moins bien au besoin de précision des inventaires UTCTAF. Néanmoins, pour juger de la pertinence des données dans ce cadre, nous avons choisi de préférer la pertinence à la précision. La pertinence d'une donnée est sa capacité à estimer avec fiabilité ce que l'on cherche à mesurer, c'est-à-dire non pas l'occupation du sol mais bien les changements d'occupation du sol. Compte tenu du bruit inhérent aux données et à la présence de changements méthodologiques, ou « faux positifs », nous choisissons de retenir comme données les plus pertinentes celles qui minimisent ces artefacts et erreurs. Au delà de la capacité à détecter des changements (précision), c'est la capacité à les caractériser, à leur donner du sens vis-à-vis des dynamiques réelles (voir chapitre 5), qui doit primer dans le contexte des inventaires UTCATF.

Approche proposée pour la modélisation

Changer d'approche pour gérer la complexité

L'approche retenue jusqu'ici dans l'inventaire UTCATF part du complexe vers le simple. En effet, la méthode consiste à gérer la complexité des données sources d'occupation du sol (TerUti) en les corrigeant de plus en plus pour être compatibles avec une formalisation simplifiée, à savoir les matrices de changement par catégories Giec. Ainsi, en entrée du processus d'inventaire sont mobilisées des données représentant un signal parfois incohérent, très riche en information. A l'inverse, nous prônons un changement d'approche pour aller du simple vers le complexe. D'une part, cela nécessite de travailler sur les données d'entrée pour générer des valeurs de changements annuels d'occupation du sol qui soient plus crédibles, et plus simples à lier à des processus connus (les sections suivantes proposent des pistes pour aller dans ce sens). D'autre part, cela demande un travail pour affiner le rapportage des flux de carbone, de manière à définir des catégories plus précises et plus pertinentes, et de considérer des stocks de carbone non pas uniquement par région administrative mais par zones pédoclimatiques. En ce sens, il s'agit de repartir de données d'occupation du sol moins

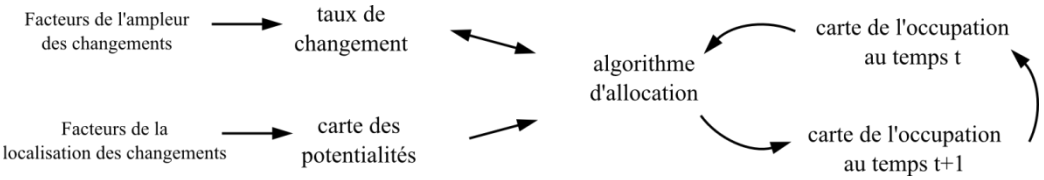
[1] Il conviendra ensuite de corriger l'écart entre la surface réelle de la région qui ne correspond plus à la surface des pixels appartenant à cette région.

précises mais plus pertinentes, qui pourraient être améliorées progressivement, afin de corriger les éventuels faux positifs – au lieu de cibler les faux négatifs. Quelle que soit la piste retenue dans les futurs développements méthodologiques de l'inventaire UTCATF, nous recommandons de fonder les estimations sur des valeurs de surface et de changements qui soient simplifiées et corrigées, afin de limiter les faux positifs. Cette nouvelle approche de la complexité, du simple vers le complexe et non du complexe vers le simple, permet en outre d'améliorer la transparence de l'inventaire, car actuellement il n'existe pas de vision claire, pour un regard extérieur, sur l'origine des recalculs des flux de changements d'occupation des sols à partir des données TerUti.

Modélisation en deux niveaux

Il s'agit ici de dresser les principes de base d'une approche par modélisation afin de répondre à la demande du Citepa de développer, à moyen terme, un outil qui prendrait appui sur les données et analyses compilées dans cette thèse. Il existe plusieurs méthodes très différentes pour modéliser l'occupation des sols. Parmi les critères possibles se trouve le choix d'une modélisation spatialement explicite ou non et le recours aux données d'occupation du sol ou bien uniquement à des indicateurs (*proxy*). Deux grandes familles de modèles peuvent être déployées : les modèles mécanistes (analyse exploratoire par hiérarchisation de variables) ou probabilistes (analyse plus normative par tests d'hypothèses, de scénarios) (Brown et al, 2005). Il est possible de s'appuyer sur les plateformes de modélisation existantes[1] mais il s'agit souvent de projets globaux ou à échelle continentale, inégaux dans leur périmètre (prise en compte d'une seule conversion), et leur résolution spatiale et temporelle (Verburg et Overmars, 2009). Certains travaux de modélisation, même s'ils ne concernent pas l'ensemble des changements et se limitent aux terres agricoles, peuvent être mobilisés. On se reportera notamment au modèle Stipa (Caplat et al, 2006) et aux modèles économétriques agrégés et désagrégés développés à l'Inra (Chakir et Parent, 2009 ; Chakir et Le Gallo, 2013). La modélisation spatialement explicite permet une approche fine et une représentation cartographique intéressante, mais elle est complexe à mettre en œuvre. Nous proposons dans ce chapitre une approche simplifiée avec deux niveaux de calcul, pouvant être mis en œuvre successivement. Ces deux niveaux structurant le modèle de calcul à mettre en place, sont : **i/** le niveau des taux de changements et **ii/** celui de la carte des changements. La figure 7.3 ci-dessous en présente la structure générale.

Fig 7.3. Structure d'un modèle spatialement explicite de changement d'occupation du sol



Réalisation : Robert, 2016 ; Adapté de Verburg et al (2006) et Dalla-Nora et al (2014).

Le développement d'un modèle spatialement explicite, basé en partie sur des données d'occupation du sol et en partie sur des variables indirectes, permet de ne pas dépendre uniquement de données géographiques mais oblige cependant à des hypothèses fortes. Ce type de solution, pertinente pour le suivi des changements d'occupation du sol, est compatible avec les recommandations du Giec.

Recourir à une solution hybride permet de dépasser la dépendance à une source unique de donnée imparfaite, en intégrant plusieurs données qui se complètent. Cela repose sur un principe de hiérarchie absolue (une donnée est plus fiable qu'une autre) ou relative (une donnée est plus fiable qu'une autre uniquement sur tel domaine thématique, spatial ou temporel). Le processus d'unification de sources de données différentes au sein d'un cadre unique est appelé *intégration* de base de données (voir section 3.2.8). Il s'agit de se baser non plus sur des données suivant les changements d'occupation du sol directement mais plutôt d'estimer ces changements à partir d'autres sources et d'hypothèses.

[1] Développées par le JRC (Centre européen de recherche), l'IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis), tels que Hyde (Hurtt et al, 2011) ou Dyna-CLUE (Verburg et Overmars, 2009).

Approche multi-échelles

La nouvelle approche que nous proposons se décline en plusieurs niveaux d'échelle. Premièrement, les taux de changements sont déterminés à échelle large, nationale ou régionale. Deuxièmement, la spatialisation de ces changements est menée à échelle plus fine.

Nous avons vu précédemment que l'inventaire UTCATF mobilisait des échelles différentes. Les propositions formulées dans ce chapitre définissent un cadre de calcul et de rapportage adapté à cette réalité.

- échelle de rapportage : échelle nationale, niveau utilisé pour déterminer le zonage climatique, pédologique et paysager (fort niveau de généralisation). Quelle que soit la précision spatiale des calculs effectués, il s'agit de l'échelle du rapportage final, celle à laquelle les estimations de l'UTCATF seront évaluées

- échelle de référence/de calcul : échelle régionale, découpage subnational en unités administratives ou bien définies par des critères plus pertinents (voir section 7.2).

- échelle fine, de validation, de consolidation : niveau local, dépendant des résolutions des données utilisées, permettant de situer les changements, de les valider et les corriger.

Système expert qui évolue par ajout successif de données.

Dans tous les cas, l'ensemble des analyses menées, des métadonnées recueillies, des informations documentées dans cette thèse permettent d'appuyer ces pistes sur des bases solides. Il est alors possible de parler de « système expert », c'est-à-dire un système prenant appui sur une base de connaissances dites « *a priori* » pour valider des hypothèses émises sur les données. Les connaissances *a priori* désignent l'ensemble des informations fournies à un modèle sauf les données d'apprentissage (en l'occurrence ici les données d'occupation du sol), par exemple pour améliorer les systèmes de classification semi-automatique (Fournier, 2008 ou 2010). L'ensemble des résultats acquis dans cette thèse (mode d'acquisition de l'information, limites méthodologiques, biais, etc.) dépassent les métadonnées classiques et peuvent se définir comme des connaissances *a priori* au sens large. Le modèle proposé vise à être de plus en plus robuste par enrichissement progressif, c'est-à-dire par ajout progressif de données.

Dessiner un plan d'action à moyen terme pour une transition méthodologique

Ce chapitre présente trois étapes permettent une transition, afin de se passer progressivement de TerUti et avoir une approche plus souple. Il s'agit de parvenir à construire un modèle multi-sources pour mieux estimer les flux de carbone avec plus de cohérence, de transparence et de réalisme. Ces trois étapes peuvent être mises en place successivement. Chaque étape dispose de plusieurs niveaux de complexité : le modèle peut être affiné au cours du temps. Il s'agit de privilégier, à court terme, des méthodes simples et plus rapides à mettre en œuvre qu'un modèle lourd et complexe. La première étape concerne le périmètre, c'est-à-dire le zonage, la régionalisation, l'échelle de travail, de calcul et de rapportage des changements d'occupation du sol et des flux de carbone (section 7.2). La deuxième étape vise à reconstruire des matrices de changements d'occupation du sol plus robustes et réalistes (section 7.3). Enfin, la troisième étape concerne l'allocation spatiale des changements d'occupation, à l'aide d'une maille. Le principe gouvernant cette structuration est d'aller du simple, clair et cohérent vers le raffinement progressif.

Il s'agit de privilégier les sources multiples et de disposer d'un outil « souple », qui allie représentation spatiale et données hétérogènes, y compris données statistiques non spatialement explicites. Il s'agit aussi de pouvoir intégrer différentes données, de les hiérarchiser et de pouvoir pallier l'absence éventuelle d'une source de données.

7.2 Revoir l'échelle et le périmètre de calcul

La première étape vise à consolider les référentiels géographiques et le périmètre de calcul et de rapportage de l'inventaire UTCATF. Elle peut être mise en œuvre à court terme. Il s'agit de l'échelle spatiale de travail et d'agrégation des résultats. Quatre grandes logiques permettent un découpage de la France en entités pouvant être utilisées pour le périmètre de calcul de tout ou partie des flux de GES liés aux changements d'occupation du sol : l'administration, le climat, la pédologie et le paysage. Actuellement, le rapportage est à la fois régional et national. Le Giec préconise l'utilisation de régions pour procéder au calcul et au rapportage de l'inventaire UTCATF. Jusqu'ici, le Citepa a pris en compte les régions administratives, mais il est en fait possible de définir un zonage plus pertinent. Après avoir mis à jour le zonage administratif, selon l'approche actuelle, nous proposons plusieurs autres zonages possibles.

7.2.1 Zonage administratif

La reforme territoriale[1] entrainant la création des nouvelles régions (fig. 7.4) oblige à une mise a jour de ce périmètre, et est donc l'occasion de redéfinir le périmètre de base. Une première action à mettre en œuvre est donc l'application de ce nouveau découpage, y compris, rétroactivement, à l'ensemble de la série historique de l'inventaire. Les nouvelles régions étant cohérentes avec les anciennes (pas de région démantelée), il ne s'agit que d'un travail d'agrégation.

Fig. 7.4 Les nouvelles régions métropolitaines

Source ; Insee. Carte des nouvelles régions après votes et approbations par les conseils régionaux concernés des changements d'intitulés. Leur nombre passe de 22 à 13, ce qui agrandit leur superficie moyenne (qui a presque doublé, passant de 25 000km² à 42 000 km²), et donc permet de réduire l'incertitude sur certaines valeurs agrégées au niveau régional (par exemple les stocks de carbone du sol du RMQS).

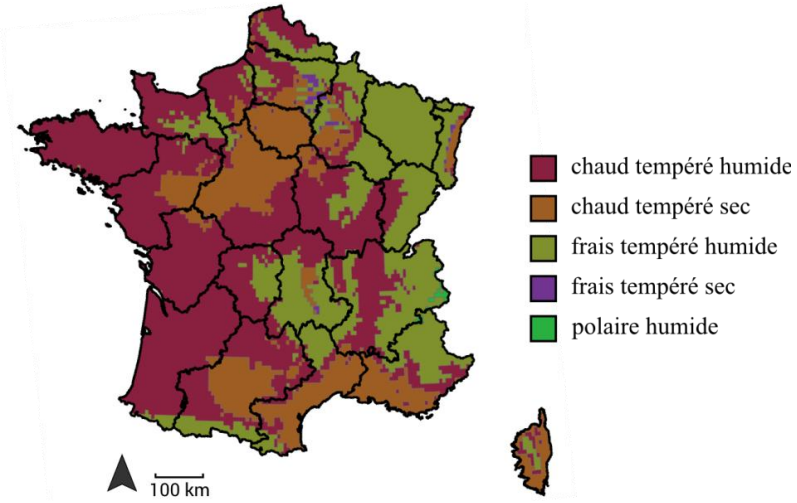
Il est possible de définir la région au sens non administratif, (avec par exemple deux régions seulement : métropole et outre mer) ou selon des critères bioclimatique. Une seconde action qui peut être mise en œuvre, d'abord en complément du découpage administratif traditionnel, puis en remplacement, est donc l'utilisation de régions non pas administratives mais basées sur un zonage pédologique et climatique, voire paysager.

[1] Loi n° 2015-29 du 16 janvier 2015 relative à la délimitation des régions, aux élections régionales et départementales et modifiant le calendrier électoral. Journal Officiel n°0014 du 17 janvier 2015, p.777, texte n° 1

7.2.2 Zonage bioclimatique

Il s'agit d'appliquer régionalisation qui ait du sens du point de vue du carbone, donc de ne pas prendre en comte les limites administratives mais un découpage reflétant les disparités bioclimatiques.

Fig. 7.5 Zonage climatique



Carte réalisée par le JRC, selon la classification Giec (2006), en prenant en compte divers paramètres : température, précipitation, potentiel d'évapotranspiration, relief. Cette carte doit être simplifiée avec un critère surfacique de manière à supprimer les pixels ou groupes de pixels isolés. Ainsi, les zones « frais tempéré sec » et « polaire humide » (quelques pixels en haute montagne) seront intégrées à des ensembles plus larges. Le JRC a réalisé ce type de cartographie pour l'ensemble des Etats-membres de l'Union européenne, pour les aider à améliorer leur méthodologie des inventaires d'émissions de GES.

7.2.3 Zonage pédologique

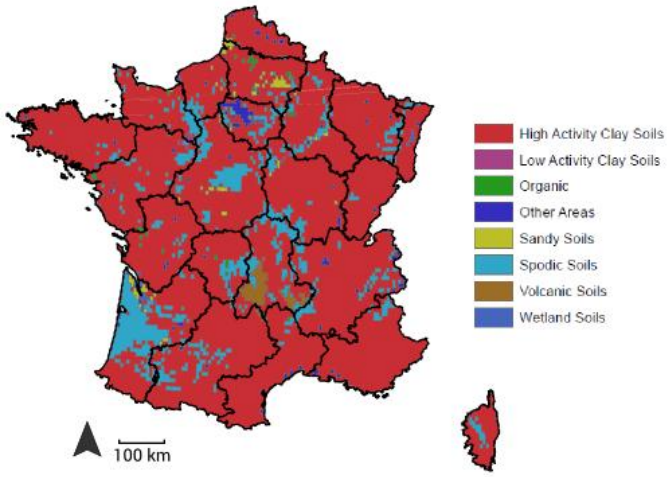
L'usage d'un zonage pédologique, ou pédoclimatique, présente un intérêt majeur pour le suivi du carbone. En effet, les stocks de carbone sont actuellement estimés à partir d'un réseau de points de mesure (le RMQS). Ces échantillons ne sont représentatifs qu'à partir de l'échelle régionale, mais la région d'agrégation ne doit pas forcément être administrative. En effet, les régions administratives présentent des situations pédologiques et climatiques contrastées, comme on peut l'observer sur les cartes 7.5 et 7.6. Par exemple, en Aquitaine, la majorité des forêts sont situées dans l'entité *spodic soils* et la majorité des prairies sur sol argileux. Avec l'approche actuelle, toute conversion d'occupation du sol entre prairie et forêt, dans cette région, sera associée à un flux de carbone égal à la différence entre le stock médian sous forêt et le stock médian sous prairie. Ces deux stocks étant mesurés dans des contextes pédologiques différents, cela ne permet pas d'estimer le réel flux de carbone lors d'une conversion prairie→forêt au sein d'un même contexte pédoclimatique.

La carte par défaut du Giec

De même qu'il a réalisé des cartes de zonage climatique pouvant être utilisées par défaut par les Etats membres de l'Union européenne, à partir de référentiels internationaux, le JRC a fait de même avec les cartes pédologiques. En appliquant la classification très simplifiée du Giec[1] (2006) et la carte des sols du monde de la FAO[2] (Fisher et al, 2008), la carte 7.5 a été ainsi produite pour la France. Il est possible de prendre en compte cette carte dans une approche par défaut.

[1] "*Classification scheme for mineral soil types*", Giec, Lignes Directrices de 2006, Fig 3A.5.4.
[2] *Harmonized World Soil Database*

Fig. 7.6 Zonage pédologique par défaut

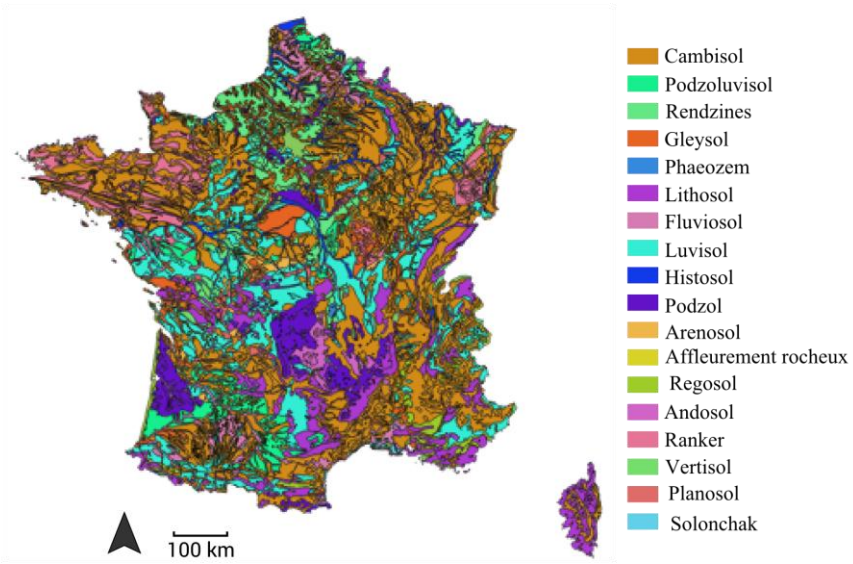


Carte proposée par le JRC, en appliquant la typologie simplifiée du Giec (2006), qui reste limitée et approximative mais permet une première approche. Les pixels ou groupes de pixels isolés doivent être simplifiés afin de définir des grandes régions homogènes.

La Base de Données Géographique des Sols de France

Il est cependant possible de recourir à une cartographie des sols de France de meilleure résolution. La Base de Données Géographique des Sols de France (BDGSF) au 1/1 000 000, fournie par l'Inra (Unité InfoSol d'Orléans) provient de la Base de Données Géographique des Sols d'Europe au 1/1 000 000, réalisée en plusieurs étapes (correction, numérisation, harmonisation, structuration) entre 1974 et 1998 (CEC, 1985, Platou et al., 1986, métadonnées accompagnant la BDGSF), en partie par l'Inra, à partir de la typologie internationale des sols proposée par la FAO (FAO, 1974). Cette terminologie a été adaptée pour prendre en compte des spécificités européennes. Chaque type de sol identifié a été groupé au sein d'unités paysagère, dont la délimitation a fait appel à des jugements d'experts plutôt qu'à des mesures. La précision est assez faible au regard du degré de généralisation spatiale imposé par l'échelle du projet.

Fig. 7.7 Zonage pédologique d'après la BDGSF



Carte des unités paysagères-pédologiques établie dans le cadre de la base des données des sols d'Europe. Cette carte, à la résolution spatiale et thématique plus fine que la carte par défaut du Giec (fig. 7.5) constitue une source nationale plus pertinente. Source : Inra, BDGSF, 1998.

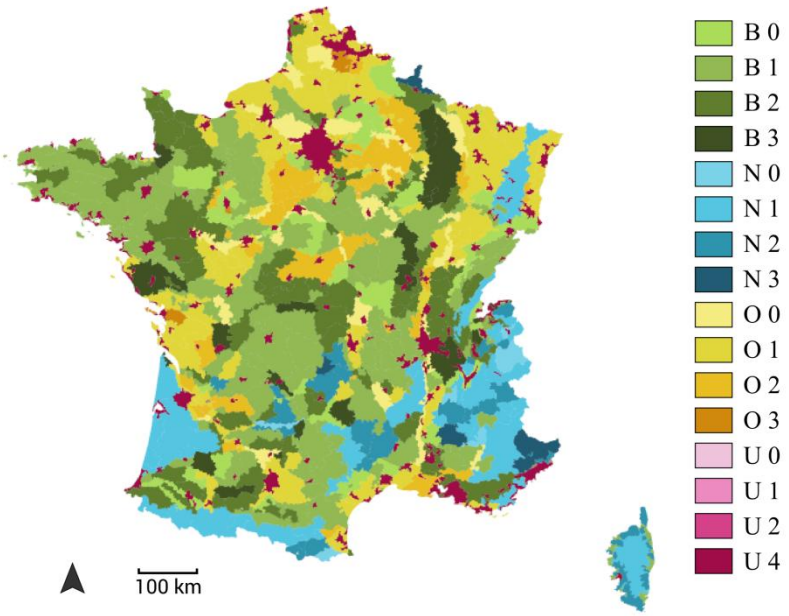
7.2.3 Zonage paysager

Une première typologie a été construite en deux étapes :
1/ Interprétation visuelle de la structure paysagère de chacune des 529 petites régions agricoles et classement en 4 grandes familles :

- B (espace à dominante agricole, principalement des prairies, fortement boisé, bocager et/ou en mosaïque mixte : la végétation ligneuse est présente sous forme de haies, bosquets nombreux),
- N (espace naturel, peu cultivé, marqué par de larges espaces ouverts ou fermés de type forêts, maquis, landes, espaces rocheux. Typiquement : espaces montagneux en déprise),
- O (espaces à dominante agricole, de forme openfield, où les espaces sont relativement homogènes et bien délimités : les forêts et les champs présentent des frontières très claires),
- U (espaces très urbanisés ou artificialisés).

2/ A chacun de ces paysages est ensuite associé, de manière automatique, un degré d'urbanisation (de 0 à 4) par croisement avec la base CLC (couche 2006). La carte issue de ces opérations est présentée ci-dessous (fig 7.X.)

Fig. 7.8 Exemple de typologie simplifiée des paysages adaptée à l'enjeu carbone



Chaque lettre correspond à un type de paysage et chaque chiffre à un degré d'urbanisation. B= type bocager, mosaïques entre espace boisé et agricole ; N = type naturel et forestier ; O= type openfield ; U= type urbanisé. L'urbanisation va de 0 (très peu de constructions et d'infrastructures) à 4 (quasi entièrement urbanisé). Il s'agit d'une première approche visant à mieux délimiter les espaces potentiels de changements. Cette cartographie n'a ici qu'un rôle d'exemple et ne préfigure pas la réalisation de l'outil final. Réalisation : Robert, 2016.

L'objectif est de raffiner cette première ébauche et d'y ajouter en premier lieu une dimension de dynamique territoriale (périurbanisation croissante, déprise, fermeture du paysage par boisement, stagnation, protection du milieu, intensification agricole, etc.) en se fondant sur la littérature traitant des dynamiques des espaces ruraux (voir notamment la typologie de la Datar : Hilal et al, 2013). Cela permettra, in fine, d'associer aux différentes mailles du modèle l'appartenance à un paysage ayant ses caractéristiques de forme et de dynamique, et d'enrichir le modèle proposé dans ce chapitre. En second lieu, cette carte pourra être accompagnée d'une autre, reprenant les paramètres influençant le stockage de carbone dans le sol, telle la carte développée par Meersmans et al. (2013).

7.3 Consolider les matrices de changements

Principes

L'approche actuelle pour estimer les changements d'occupation du sol n'est pas spatialement explicite, car basée sur des données TerUti agrégées. Ces données sont corrigées, retravaillées, mises en cohérence pour recréer des séries sans effets de ruptures et limiter les artefacts. Ces traitements restent complexes, spécifiques à TerUti, peu transparents, font appel à de nombreuses hypothèses : il est par conséquent difficile de comprendre comment on passe des données TerUti brutes à ces matrices retraitées. Cette approche est de plus en plus difficile à mettre en œuvre en raison de l'appauvrissement méthodologique de TerUti (notamment depuis le recours au RPG, voir chap. 4).

Pour réaliser la transition entre l'approche actuelle et une approche qui serait spatialement explicite, période nécessaire de transition qui est consacrée à la mise en place de matrices annuelles de changements d'occupation du sol, à l'échelle de la France au moins. Ces matrices doivent être recalculées dans le but d'être simplifiées, cohérentes, d'avoir du sens au regard du suivi du carbone. Il s'agit aussi de ne pas créer de rupture méthodologique trop brutale.

Cette section présente une méthode pour mettre progressivement en place des valeurs annuelles de changements d'occupations du sol qui soient plus robustes, avec un recours possible à la modélisation pour affiner ces valeurs et pour obtenir des estimations dans le passé, ainsi que des projections.

7.3.1 Correction de la matrice avec référence CLC et MOS

Nous avons vu dans les chapitres 3 et 4 que les différentes méthodes de suivi de l'occupation du sol et les différentes données produites présentaient des niveaux de qualité contrastés quant à la classification de l'occupation du sol à un instant t et la détection des changements entre deux dates. Les chapitres 5 et 6 ont montré l'importance de la caractérisation des changements, c'est-à-dire de la qualité des dynamiques détectées ; et la difficulté de séparer les faux positifs des vrais changements. Les approches fondées sur l'interprétation visuelle d'images (interprétation visuelle d'images satellite ou de photographies aériennes) présentent l'avantage de signaler des changements après interprétation, et donc de présenter des changements ayant du sens. A l'inverse, des approches plus automatisées détectent de nombreux changements qu'il convient d'analyser minutieusement afin d'en extraire les véritables conversions. Enfin, les dispositifs d'enquête de terrain par visite de points d'échantillonnage comme TerUti entraînent par l'extrapolation d'erreurs ou de biais, de nombreux faux positifs.

Pour ces raisons, nous proposons ici de baser l'estimation des matrices de changements sur les sources les plus fiables quant au suivi des changements bruts : les modes d'occupation du sol (MOS) régionaux multidates. A défaut, la base Corine Land Cover (couches de changements) constitue une donnée source a minima, disponible pour l'ensemble du territoire. Afin de lisser l'impact que représenterait une telle refonte méthodologique, cette section présente une approche progressive qui continue d'utiliser les données TerUti.

Matrice actuelle

Nous allons travailler à partir des matrices de changement d'occupation du sol. Il y a deux manières de représenter cette information : par un tableau à double entrée, qui résume pour une période donnée l'ensemble des conversions ; et par un graphique, qui présente pour une conversion donnée l'ensemble des surfaces concernées pour chaque période.

Le tableau 7.4 présente la matrice de surface de changement d'occupation du sol telle qu'elle est calculée actuellement dans l'inventaire UTCATF par le Citepa.

Tableau 7.4. Matrice 1990-2014, France, d'après TerUti, en milliers d'ha.

	F	P	C	H	A	O
F	14 485	379	111	17	183	26
P	794	11 107	3 486	136	750	87
C	130	2 512	13 842	36	719	1
H	24	74	15	682	25	4
A	82	236	206	41	3 800	14
O	32	85	1	6	15	774

matrice 20 ans.

On s'intéresse ici aux conversions. Si l'on répartit uniquement les changements, cela donne :

Tableau 7.5. Matrice 1990-2014 des changements en France, en % des changements, d'après TerUti

	F	P	C	H	A	O
F		3.7%	1.1%	0.2%	1.8%	0.3%
P	7.8%		34.1%	1.3%	7.3%	0.9%
C	1.3%	24.6%		0.4%	7.0%	0.0%
H	0.2%	0.7%	0.1%		0.2%	0.0%
A	0.8%	2.3%	2.0%	0.4%		0.1%
O	0.3%	0.8%	0.0%	0.1%	0.1%	

Les valeurs en diagonales (surfaces persistantes, sans changement) ne sont ici pas indiquées, on observe uniquement l'ensemble des changements (total= 100%) et leur répartition au sein des différentes conversions possibles.

Tableau 7.6. Matrice 1990-2012 des changements en France, en % des changements, d'après CLC

	F	P	C	H	A	O
F		4.08%	3.65%	0.29%	5.78%	0.12%
P	5.03%		19.05%	0.82%	9.54%	0.09%
C	1.73%	7.81%		1.09%	35.90%	0.02%
H	0.05%	0.06%	0.05%		0.18%	0.08%
A	1.28%	0.80%	1.24%	0.84%		0.01%
O	0.11%	0.08%	0.03%	0.12%	0.07%	

On observe un accord sur la faible part des changements concernant « autres terres », un accord sur la part des changements concernant la forêt (pertes et gains), mais un désaccord sur majorité des changements : Prairies vers Cultures pour TerUti, Cultures vers Artificiel pour CLC. On a pu constater dans les chapitres précédents que TerUti surestimait les changements entre prairies et cultures.

Il s'agit désormais de corriger les matrices de changement, pour ne plus les baser exclusivement sur les données TerUti. L'hypothèse est que les changements estimés par un MOS (ou, à défaut, par CLC) sont fiables, et qu'il est plus aisé de corriger progressivement des faux négatifs (changements manqués) que de corriger des faux positifs.

Application à la région Île-de-France

Nous appliquons ici le protocole à l'Île-de-France. Cette région permet de comparer l'application d'un MOS et de CLC pour réestimer les changements annuels.

Nous disposons :

- des changements annuels estimés par le Citepa à partir de TerUti
- des changements annuels estimés par le MOS
- des changements annuels estimés par CLC

D'après notre hypothèse, les changements estimés par le MOS constituent la référence centrale.

- d'une part, la différence entre CLC et MOS correspond en grande partie à l'effet de sur-généralisation de CLC, effet de sa résolution spatiale qui manque des changements en deçà de son unité minimale de détection. Ainsi, on obtient un facteur correctif de CLC, pour chaque année et chaque conversion. Ce facteur correctif peut être calculé pour différents MOS, et donc on dispose de facteurs correctifs à CLC valables dans différents contexte paysagers. Ainsi, on obtient un second correctif, utile pour une région sans MOS.

- d'autre part, la différence entre les changements actuellement rapportés dans l'inventaire, basés sur TerUti, et les changements estimés par le MOS correspond à la différence entre l'actuelle méthode et l'approche proposée ici. La plupart du temps, les changements estimés par TerUti sont plus importants que ceux estimés par le MOS : il s'agit donc avec notre approche de les diminuer.

Préparation des données

La première étape consiste à récupérer les surfaces de changement pour chaque jeu de données. Les classes d'occupation du sol d'origine sont à convertir dans le référentiel du Giec, avec les incertitudes que cela comporte (voir chapitre 3).

La deuxième étape consiste à mettre en forme les valeurs. Les surfaces de changement sont toujours relatives à une période d'une ou plusieurs années. Pour le premier format de présentation, c'est l'année moyenne ou centrale (année en milieu de période) à laquelle est associée la valeur du changement.

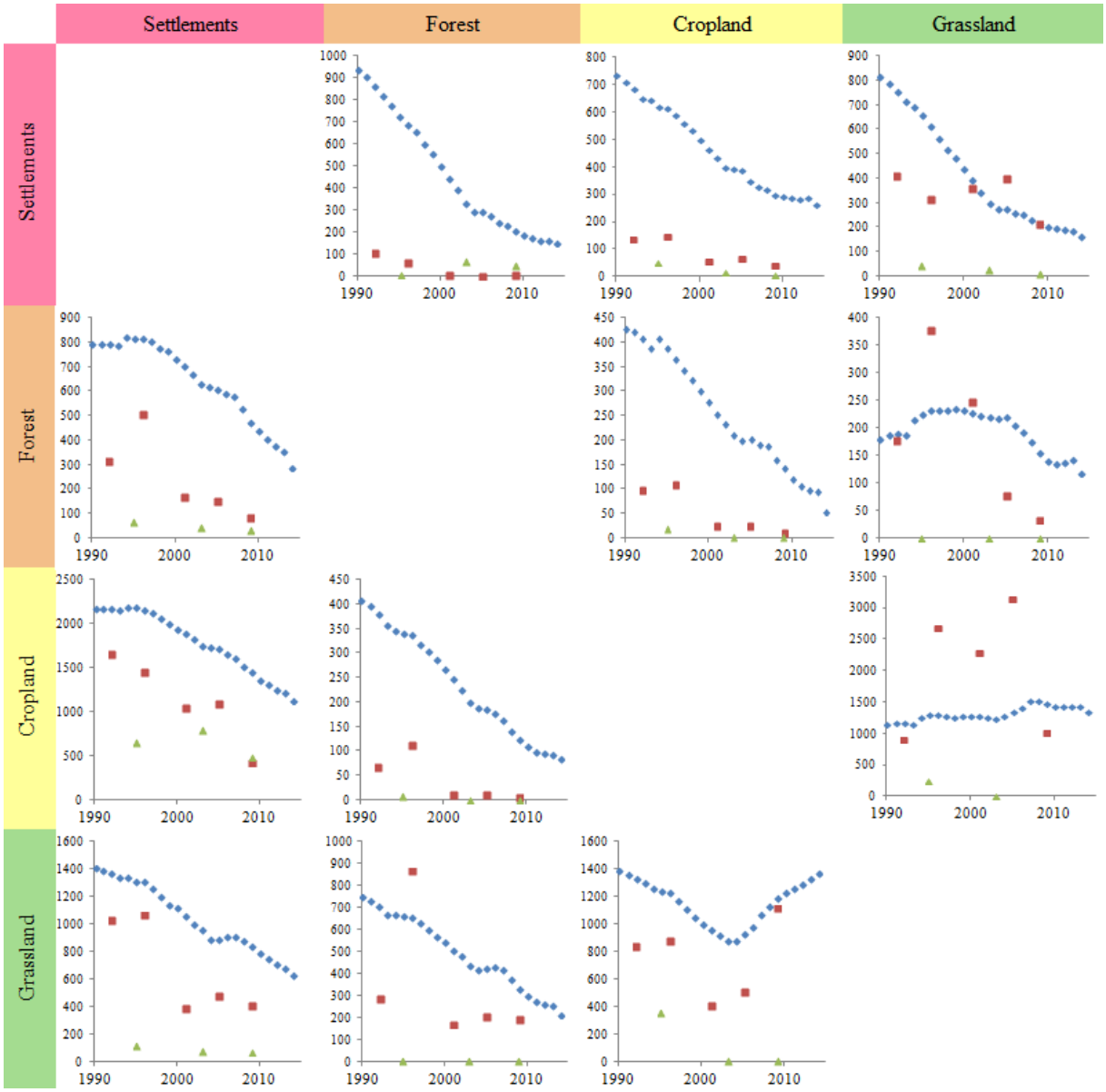
Pour le second format de présentation, les surfaces de changements sont annualisées, c'est-à-dire divisées par le nombre d'années de la période. Cette valeur annualisée est ainsi associée à chaque année de la période, de manière à générer artificiellement une série annuelle.

Tableau 7.7 Référentiels temporels des données sources pour le protocole proposé

Base de données		**Millésimes**	**Années centrale**
CLC (France entière)		1990-2000-2006-2012	1995, 2003, 2009
MOS	Ile-de-France	1982, 1987, 1990, 1994, 1999, 2003, 2008, 2012	1984, 1988, 1992, 1996, 2001, 2005, 2010
	Nord-Pas-de-Calais	1992, 1998, 2005, 2009	1995, 2001, 2007
	Alsace	2000, 2008, 2012	2004, 2010
	Picardie	1992, 2002, 2012	1997, 2007
	Languedoc-Roussillon	1999, 2006	2002
	PACA	1999, 2006	2002

Comparaison du différentiel de conversion

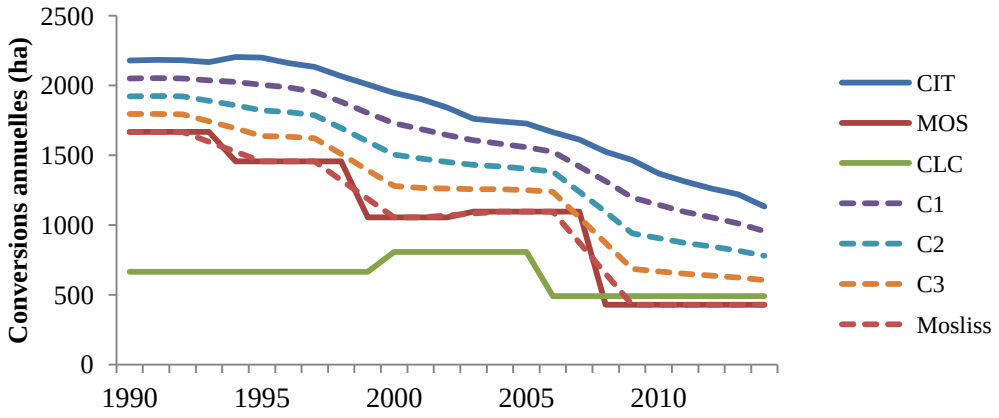
Fig. 7.9 Conversions annuelles en Ile de France entre 1990 et 2012 d'après TerUti, le MOS IdF et CLC



Ces graphiques présentent la comparaison directe entre les valeurs de changements pour la plupart des changements d'occupation du sol en Ile-de-France entre 1990 et 2012, calculées actuellement par le Citepa à partir de TerUti (en bleu), les valeurs de référence du MOS régional (en rouge) et les valeurs par défaut de CLC (en vert). Chaque graphique représente un changement d'occupation du sol, avec les différentes surfaces estimées par les trois sources. Sur ce type de représentation synthétique, les années centrales sont utilisées. Réalisation : Robert, 2016.

Il s'agit ensuite de ne pas utiliser directement les valeurs de référence ou les valeurs par défaut mais de leur appliquer un correctif et de lisser des effets de rupture temporelle. Le graphique 7.X présente toujours le cas de l'Ile-de-France mais représente plus généralement toute région pour laquelle on dispose d'un MOS en plus de CLC. Dans ce cas, les changements d'occupation du sol sont recalculés à partir de ces trois données (fig. 7.X).

Fig. 7.10 Conversions annuelles entre Cultures et Artificiel



Ce graphique représente les surfaces annuelles de changement entre les catégories Giec « Cultures » et « Zones Artificielles », en Île-de-France, d'après trois sources de données (courbes pleines) : TerUti retravaillées par le Citepa (courbe « CIT ») ; le MOS régional (courbe « MOS ») et Corine Land Cover (courbe « CLC »). Il présente en outre des nouvelles estimations obtenues après applications de facteurs correctifs (« C ») (courbes en pointillées C1 à C3), ainsi que le lissage par moyenne mobile des estimations du MOS (courbe « MOSliss »).

Les courbes corrigées sont calculées comme suit :

$$CLC_{y,ij} \times moy\left(\left(\frac{MOS_{y,ij}}{CLC_{y,ij}} \times a\right); \left(\frac{CIT_{y,ij}}{CLC_{y,ij}} \times b\right)\right)$$

avec $CLC_{y,ij}$: changement entre les catégories i et j l'année y d'après CLC

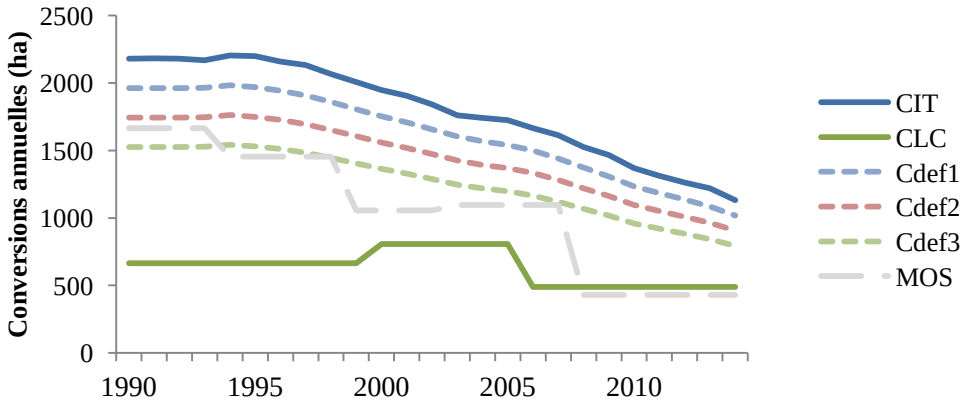
$MOS_{y,ij}$: changement entre les catégories i et j l'année y d'après le MOS régional

$CIT_{y,ij}$: changement entre les catégories i et j l'année y d'après TerUti modifié par le Citepa

pour le correctif C1 : a=3, b=1 : pour C2 : a=2, b=2 ; pour C3 : a=1, b=3

La première année de l'application de ce protocole, la correction C1 peut être appliquée et la courbe corrigée être rapportée dans l'inventaire UTCATF. L'année suivante, la courbe corrigée C2 peut être rapportée, etc. In fine, la courbe du MOS, lissée, peut être utilisée directement, après 4 années de transition progressive pour éviter une rupture brutale. Pour une année ne disposant pas de MOS diachronique, les courbes corrigées peuvent uniquement se baser sur CLC et la courbe initiale calculée à partir de TerUti. Comme la figure 7.X le montre, l'application de facteurs correctifs par défaut (« Cdef ») permet de s'approcher de la courbe de référence obtenue à partir du MOS lissé (en pointillé).

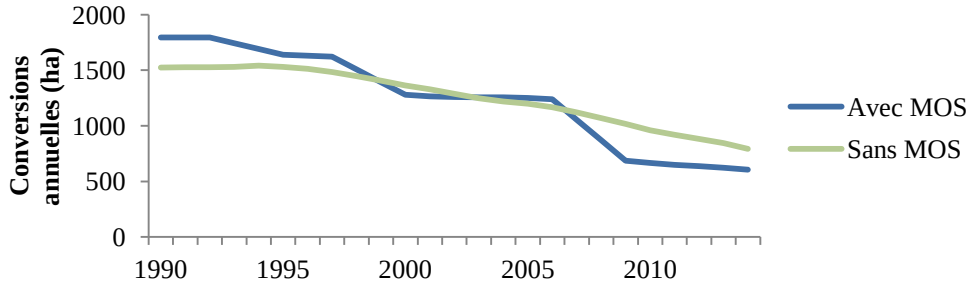
Fig. 7.11 Conversions annuelles entre Cultures et Artificiel (sans le MOS)



Les trois niveaux de corrections sont calculés sur le même principe que précédemment.

La figure 7.12 permet ce comparer les courbes corrigées obtenues en tirant parti du MOS et sans tirer parti du MOS afin d'évaluer l'impact de l'absence de MOS pour réestimer ces changements.

Fig. 7.12 Impact du MOS



On observe que pour cet exemple, la courbe obtenue par application du facteur correctif sans MOS et cohérente avec celle obtenue avec le MOS, la dynamique est cependant peu marquée sans le MOS, là où ce dernier dessine des périodes aux rythmes plus différenciés.

Pour une région sans MOS il est aussi possible de ne pas uniquement utiliser le facteur correctif par défaut de la courbe CLC. Les facteurs correctifs utilisés dans une région comparable au niveau du paysage et des dynamiques globales peuvent aussi être utilisées, intégralement ou partiellement.

Les estimations obtenues par le protocole défini précédemment sont suffisantes mais plusieurs moyens de les affiner sont possibles, notamment par l'ajout d'autres corrections et par le recours à la modélisation via d'autres facteurs. En ce qui concerne les valeurs avant 1990 et après 2012, qui ne sont pas estimées par CLC ni par les MOS à l'heure actuelle, trois grandes approches sont envisageables. La première consiste à répéter l'année la plus proche, la deuxième consiste à poursuivre la tendance des années disponibles, et la dernière vise à calculer les superficies totales obtenues à une date (ex. 1970, 1980, 2015) et comparer ces valeurs à la valeur obtenue.

7.3.2 Autres corrections

Ensuite, il est possible d'ajouter des corrections à appliquer aux courbes du Citepa et de CLC fondées sur des hypothèses sur les conversions pertinentes. Pour la France entière ou par région, certaines conversions peuvent être considérées, a priori ou a posteriori, comme aberrantes, improbables, rares ou encore non pertinentes. Les conversions aberrantes sont des changements d'occupation du sol quasi-impossibles, et notamment des allers-retours (ex : vigne – foret – vigne). Les conversions improbables concernent des catégories d'occupation du sol qui ne peuvent aisément faire l'objet d'une conversion anthropique, ou de manière limitée (par exemple : surfaces maritimes). Les conversions rares peuvent être surveillées de manière à ce que leur taille reste très faible. Enfin, les changements non pertinents correspondent à de véritables dynamiques mais qui n'ont pas de sens dans le contexte des inventaires UTCATF, qu'il s'agisse d'un changement d'utilisation des sols sans changement d'occupation ou encore qu'il s'agisse d'un cycle de gestion avec une occupation constante de l'occupation du sol.

Tableau 7.8 Probabilités de conversions rares et aberrantes

	Catégorie d'arrivée						
Catégorie de départ		Forest	Grassland	Cropland	Settlements	Wetlands	Other
	Forest						
	Grassland						
	Cropland						
	Settlements						
	Wetlands						
	Other						

En vert sont indiquées les conversions qui ont du sens, sont explicables, de manière transparente, qu'il s'agisse de véritables changements et ni des erreurs/biais ou des cycles de gestion. En orange, les changements rares et en rouge les changements très peu probables voire aberrants.

7.3.3 Affinement par des facteurs

Enfin, à moyen terme, une approche plus complexe permettra d'affiner ce protocole de reconstruction de courbes annuelles de changements d'occupation du sol. Il s'agit de lier ces valeurs à des variables externes, agissant directement (facteurs) ou liées indirectement (indicateurs) à ces conversions. Les valeurs de changements seront ainsi corrigées non pas seulement à partir de données de référence géographiques mais aussi à partir de facteurs divers (statistiques administratives, économiques, constructions, ventes de bois, etc.). Cette modélisation des conversions est une étape optionnelle mais envisageable pour renforcer le caractère multi-sources du protocole, renforcer son ambition de refléter des dynamiques franches, ayant du sens du point de vue carbone (voir chap. 5), et renforcer ses capacités à réaliser des projections.

Des approches plus simples permettent de calculer des valeurs de changements d'occupation du sol. Il s'agit de mettre en œuvre des calculs sur la quantité des catégories d'occupation du sol, à périmètre spatial constant. Ce type de modélisation sous-contrainte permet de lier flux d'occupation du sol et variations de facteurs. Les hypothèses à l'origine des quantités de flux totaux, des probabilités de conversion et des liens entre ces flux et d'autres variables restent des hypothèses fortes.

Moyens nécessaires

Cette approche nécessite des données spécifiques, au-delà des bases de données d'occupation du sol à proprement parler. Certaines ont été acquises dans le cadre de cette thèse :

- l'ensemble des données sur l'occupation du sol elle-même (voir chap. 4) ;
- des indicateurs : données démographiques (séries Insee) ; surfaces de constructions (séries Sitadel) ; infrastructures de transport (Insee) ; autorisations de défrichements, ventes de plants forestiers (ministère de l'agriculture) ; surfaces protégées (Parcs Naturels, Réseau Natura 2000) ; forêts publiques (ONF) ; déclarations des exploitants agricoles (RPG) ; données socio-économiques relatives à l'agriculture (Ministère de l'Agriculture) ; subventions PAC (AEE) ; données climatiques et météorologiques (MétéoFrance) ; incendies (Prométhée).

Cette tâche doit cependant être poursuivie en continu, à mesure que les données sont produites. Si le choix est fait de développer un modèle mobilisant des indicateurs permettant de reconstruire indirectement l'évolution de l'occupation du sol, il sera nécessaire de bien saisir les corrélations entre ces facteurs et les changements d'occupation du sol.

Limites

Soulignons d'abord que les modèles existants, en partie économétriques, font appel à des concepts et à un outillage statistique qui dépassent le cadre de cette thèse.

Les modèles désagrégés et non spatialement explicites représentent une approche intéressante car ils permettent de ne pas dépendre directement de données de suivi de l'occupation du sol. Néanmoins, ils ne sont pas compatibles avec les recommandations méthodologiques du Giec. De plus, ce type de modèle est plus pertinent pour estimer l'occupation du sol que les changements d'occupation du sol (Chakir et Le Gallo, 2013).

Enfin, quelle que soit l'efficacité d'un modèle à refléter des tendances, il convient de ne pas en déduire de capacités prédictives, en particulier concernant les évolutions socio-économiques (Dalla-Nora et al, 2014). Il pourrait sembler intéressant, au vu des limites des méthodes classiques de suivi de l'occupation du sol, de dépasser ces données pour se tourner uniquement vers des indicateurs. Or l'incertitude associée à de tels modèles représente un enjeu méthodologique tout aussi prégnant.

7.4 Construire un modèle spatialement explicite

Cette section présente le second volet de la construction du modèle : l'allocation des changements précédemment calculés. Il s'agit de spatialiser les changements estimés via la méthode présentée dans la section précédente, en utilisant une carte des probabilités des zones où se sont produits des changements d'occupation du sol. Les matrices de changement obtenues précédemment suffisent au rapportage officiel de l'inventaire UTCATF. La mise en place de cette étape qui rend le modèle spatialement explicite, plus complexe, n'est donc pas un frein au déploiement de la nouvelle méthodologie proposée dans cette thèse. De plus, cette carte des probabilités de changements est construite par étapes : il est d'abord possible de recourir à des hypothèses simples et à une carte par défaut, puis de raffiner les protocoles afin de construire une carte de plus en plus détaillée.

Principe

La forme retenue est un carroyage. Par volonté de cohérence et d'intégration possible à d'autres référentiels, nous reprenons la maille kilométrique du modèle HILDA créé par Fuchs et al. (2014, 2015) pour leur modèle européen de l'évolution, par décennie, de l'occupation des terres. Leur modèle est d'un point de vue des résolutions temporelle et thématique, moins précis que ce que nous proposons dans cette section. Le but n'est pas de cartographier avec *précision* l'emplacement des changements d'occupation mais de spatialiser avec le plus de *pertinence* possible la maille dans laquelle les changements ont le plus de probabilité de s'être produits. Le résultat obtenu est à la fois une carte multi-source, une simulation des changements, et un cadre d'intégration de données hétérogènes.

Pour connaitre où ont probablement eu lieu les changements chaque année, nous nous appuierons :

- sur une carte de référence (2012)
- sur la carte des changements CLC
- sur la carte des changements MOS

Ces trois étapes sont présentées ci-après en s'appuyant sur l'exemple du département de l'Oise.

7.4.1 Définition d'un maillage régulier comme base de modélisation

Par souci de simplification, de lisibilité et pour faciliter les opérations de calcul, nous établissions la règle suivante : une maille = une unité territoriale. Cette action est prévue pour une application à moyen terme, il s'agit en premier lieu de préparer le maillage. Il s'agit d'une grille kilométrique qui correspond à la grille du projet européen HILDA et qui rassemble les unités territoriales. A chaque maille correspond une seule unité territoriale pour chaque échelon administratif : région, département, petite région agricole.

Fig. 7.13 Aperçu de la grille et du découpage administratif

Pour chaque échelon, une maille n'appartient qu'à une seule entité. Les contours des régions et départements sont ainsi simplifiés, pixellisés. La carte à droite est obtenue après croisement des unités administratives, des régions agricoles et des types de paysage (voir page 431).

7.4.1 Construction de la carte de référence

Il s'agit de construire une carte la plus précise possible spatialement pour définir un niveau de référence, à partir duquel appliquer des taux de changements. L'année de référence la plus pertinente compte tenu des données disponibles pour l'ensemble du territoire est 2012. La carte de référence est créée par fusion de données vectorielles d'occupation du sol. La carte combine des données surfaciques, mais utilise aussi des couches ponctuelles et linéaires converties en polygones. Cette procédure s'inspire de Batista e Silva et al (2013).

Règles de hiérarchie

La carte de référence combine : les Urban Atlas, les infrastructures linéaires de transport (IGN, OSM), les zones cultivées (RPG), les surfaces en eau (BD Carthage, HRL), les forets (HRL, MOS, CLC), les prairies (RPG, MOS, CLC), et les autres terres (MOS, CLC), de manière à ce que la totalité des surfaces soient renseignées.

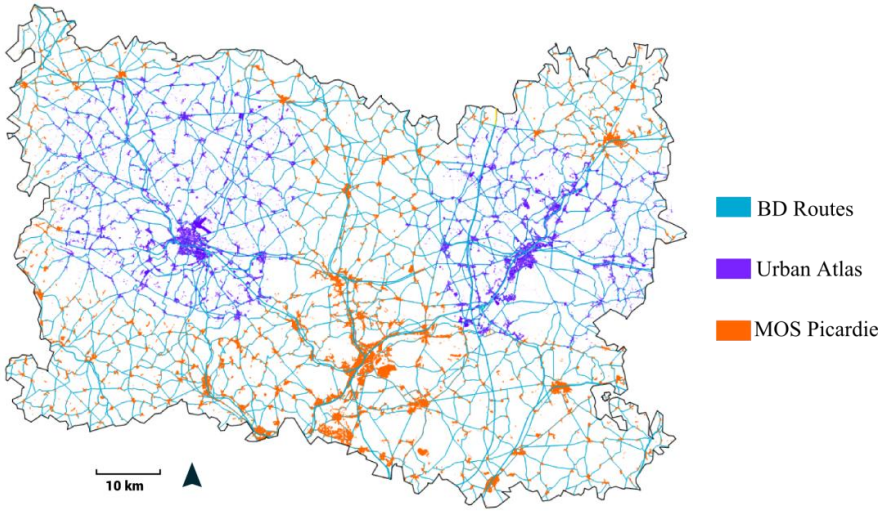
En nous inspirant du modèle de Stewart (1998) et de nombreux projets, comme « OSO » (voir section 7.3), on crée des règles hiérarchiques :

- "MOS IdF" (Cartes de l'occupation du sol d'Île-de-France réalisée par l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme d'IdF (IAU), pour les années 2008 et 2012) [niveau de priorité supérieur]
- "ECOMOS IdF" (Cartes sur les espaces naturels et semi-naturels, y compris couches pour les éléments ponctuels et linéaires, venant renforcer la précision thématique et spatiale du MOS uniquement) [niveau de priorité supérieur]
- Urban Atlas 2012 [niveau de priorité moyen]
- Corine Land Cover 2012 [niveau de priorité inférieur]
- Routes (couche extraite de la BD Routes500 de l'IGN renseignant les routes et autoroutes) [niveau de priorité moyen]

- Eau (couche extraite de la BD Carthage de l'IGN renseignant les cours d'eau) [niveau de priorité moyen]

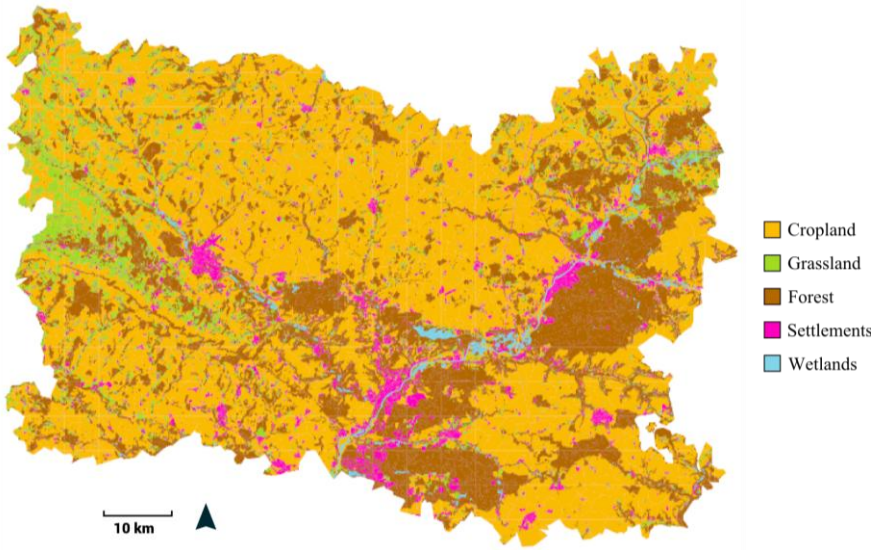
- RPG [niveau de priorité inférieur]

Fig.7.14 Zones artificialisées issues d'Urban Atlas, du MOS Picardie, de CLC et de l'IGN



Les trois sources utilisées sont présentées par ordre de priorité hiérarchique. Pour chacune d'entre elles, les surfaces correspondant à la catégorie « artificiel » sont extraites et ensuite assemblées pour constituer les polygones « artificiel » de la carte de référence (fig. 7.15).

Fig. 7.15 Carte de référence (2012) de l'Oise



Carte obtenue par superposition de différentes couches, avec les règles de hiérarchie présentées précédemment. Réalisation ; Robert, 2016.

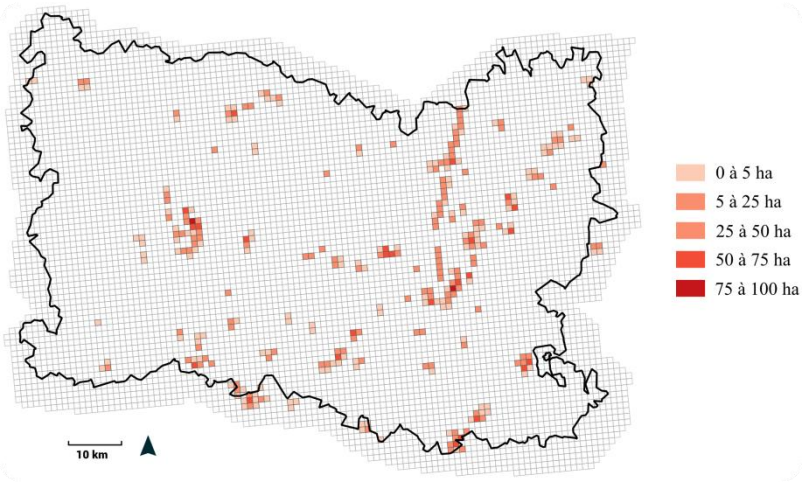
Maillage

La dernière étape de la carte de référence est son maillage, c'est-à-dire son intersection avec la grille Hilda. La table attributaire en résultant indique les surfaces de chaque catégorie dans chaque maille, pour l'année de référence. C'est à partir de cette table que l'on peut appliquer les taux de changement estimés par changement et par maille.

7.4.2 Carte des changements déjà cartographiés

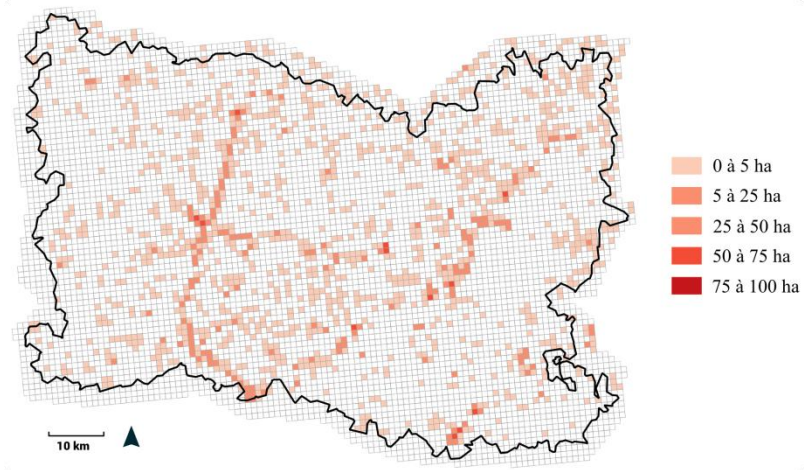
La localisation des changements est déjà estimée, à la fois par CLC et par le MOS. Il s'agit ici d'utiliser cette clé de répartition pour spatialiser les changements annuels recalculés précédemment. L'absence de MOS joue simplement sur la finesse de la répartition. Chaque conversion possible de la matrice Giec dans CLC et dans le MOS est croisée avec la grille Hilda (fig 7.16 et 7.17).

Fig. 7.16 Carte des changements C->A d'après CLC



Carte localisant, dans la grille Hilda, dans l'Oise, les changements Cultures→Artificiel cumulés des périodes 1990-2000, 2000-2006 et 2006-2012 de CLC. Ce sont surtout les alentours des zones urbaines de Beauvais, Compiègne et Creil qui apparaissent, ainsi que deux faisceaux linéaires au Nord-Est. Réalisation : Robert, 2016.

Fig. 7.17 Carte des changements C->A d'après MOS



Carte localisant, dans la grille Hilda, dans l'Oise, les changements Cultures→Artificiel cumulés des périodes 1992-2002 et 2002-2010 du MOS Picardie. Si la zone au Nord-Est apparait à nouveau, en revanche, de multiples changements intermédiaires apparaissent sur l'ensemble des zones agricoles du département. De même, à l'Ouest, une forme linéaire, liée au réseau routier, apparait alors qu'elle n'avait pas été détectée par CLC. Réalisation : Robert, 2016

7.4.4 Carte de probabilités annuelles des changements

La carte finale des probabilités de changements cumule les cartes précédentes, pour l'ensemble des conversions possibles. Il s'agit de répartir des changements dans les mailles les plus pertinentes. Il est possible d'abord de recourir à une hypothèse simple, puis d'affiner cette approche. L'hypothèse la plus simple est la suivante : les changements I→J ayant eu lieu avant l'année de référence ont majoritairement eu lieu dans les mailles où est présente la catégorie J dans la carte de référence. Par exemple, les conversions Cultures→Artificiel entre 1990 et 2012 ont le plus probablement eu lieu parmi les mailles où la catégorie « zones artificielles » est présente en 2012. Cette hypothèse peut ensuite être affinée selon plusieurs niveaux :

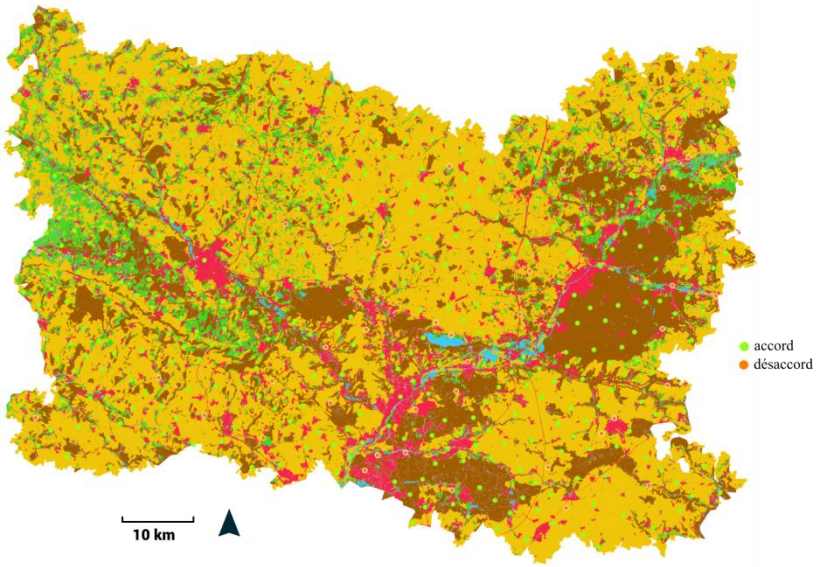
- utiliser non seulement la catégorie de destination mais aussi la catégorie de départ permet de réduire les zones possibles. Par exemple, les conversions Cultures→Artificiel entre 1990 et 2012 ont le plus probablement eu lieu parmi les mailles où la catégorie « zones artificielles » est proche de la catégorie « cultures » en 2012.

-prendre en compte des surfaces ayant peu de probabilité d'avoir changé durant la période considérée permet aussi de réduire les zones de probabilités. Par exemple, les cœurs urbains sont déjà artificialisés au début de la période, et ne doivent pas être pris en compte pour spatialiser les probabilités de conversions Cultures→Artificiel.

- prendre en compte la carte des grands types paysagers (fig. 7.8 p.431) permet aussi de répartir la totalité des changements en priorité à un type paysager. Par exemple, le type paysagers « paysage ouvert de type openfield (O) » sont distingués selon leur degré d'urbanisation (de 0 à 3) pour l'année de référence. Les conversions Cultures→Artificiel ont plus probablement eu lieu dans les paysages classés « O-3 », moins dans les paysages « O-2 » encore moins dans les paysages « O-1 », et très peu voire aucun dans les paysages « O-0 ».

- d'autres informations supplémentaires permettent d'affiner cette carte : données démographiques par communes, cantons ou départements ; carte des zones protégées ; etc. Les surfaces de changement détectées par la donnée OSO peuvent aussi être envisagées (voir 7.4.7). Enfin, les points LUCAS peuvent être utilisés afin d'obtenir une validation de la carte de référence (fig.7.18).

Fig. 7.18 Carte des points LUCAS : validation

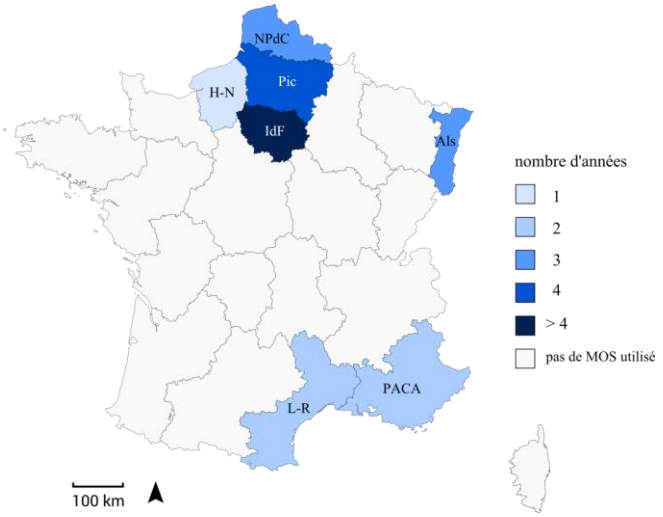


Sur les 425 points (en vert) de l'enquête LUCAS 2012, 36 points (8 %, en rouge) ne sont pas en accord avec la carte de référence. Néanmoins, sur ces 36 désaccords, 22 proviennent d'une confusion entre occupation et utilisation du sol : des zones en prairies ou en forêt pour LUCAS sont classés en artificiel (pelouses urbaines, parcs, jardins) dans les catégories Giec. Il reste donc 14 désaccords (3 %) qui sont liés en partie à des erreurs de localisation lors de la visite des points LUCAS (ex : points classés en eau à quelques centaines de mètre d'un cours d'eau). La qualité de la carte de référence (97%) peut être considérée comme très bonne. Réalisation : Robert, 2016.

7.4.5 Le problème de l'hétérogénéité spatiale du protocole

D'après les règles méthodologiques établies par le Giec pour les inventaires UTCATF (voir chapitre 1), la méthode pour suivre les changements d'occupation du sol doit être cohérente dans l'espace et le temps (Giec, 2003a, 2013 ; décision 16 CMP 1). La cohérence spatiale correspond notamment à l'homogénéité (il ne doit pas y avoir de discontinuité spatiale d'une région à l'autre en raison d'un changement de méthode). Or, la méthode proposée ici repose sur des données différentes selon les régions. Il convient donc d'être vigilant et de prendre en compte une donnée de base, disponible partout (Corine Land Cover, OSO) comme référence en plus des données régionales supplémentaires. Les changements renseignés sont le plus fiables possibles, et la carte de probabilité est aussi liée à des données réelles. Donc l'incertitude est surtout forte là où les MOS manquent : la carte 7.19 montre ces zones blanches.

Fig. 7.19 Carte de France des MOS disponible et des « zones blanches »



L'utilisation, au sein d'une région, des Urban Atlas pour la construction de la carte de référence pose aussi ce problème d'hétérogénéité spatiale : seules les zones urbaines et leur périphérie sont renseignées. Néanmoins, les changements anthropiques ayant en grande partie lieu dans ces espaces (chap. 5), cet effet de zoom constitue plutôt un avantage.

7.4.6 Récapitulatif du plan d'actions

Tableau 7.9 Plan d'action à moyen terme pour la mise en œuvre du protocole

Action	Données à mobiliser	Mise en place
Application des nouvelles régions	-	Possible dès 2017
Zonage pédo-climatique	Carte du zonage climatique Giec simplifiée ; Carte des sols	Possible dès 2017
Stocks C par zones	RMQS, Zonage pédoclimatique	Possible dès 2017
Matrices de changement corrigées	CLC, MOS, TerUti	Impact sur inventaire a cacluler en 2017, application possible en 2018
Cartographie des probabilités (spatialisation des changements)	Grille Hilda, CLC, MOS, Urban Atlas, BD Routes, RPG, autres données spécialisées.	Mise en œuvre progressive courant 2017-2018

7.4.7 Quelle place pour le projet OSO dans ce dispositif ?

Le projet « OSO », porté par le Cesbio[1] et le Pôle Théia[2], a été présenté dans le chapitre 4 (section 4.25, p.262). Ce projet vise à produire, à partir d'imagerie satellitaire, une série annuelle de cartes d'occupation du sol à l'échelle nationale, au format raster, à la fois selon des spécifications génériques (résolution spatiale de 30x30m, fréquence annuelle, nomenclature en 8 classes), mais aussi selon des spécifications particulières définies par des utilisateurs. Ce projet présente des caractéristiques pertinentes au regard des besoins de l'inventaire UTCATF :

- La production de cartes adaptées à des besoins spécifiques en plus de la carte générique est au cœur du projet OSO, et non pas une option. Demander la réalisation d'un produit OSO adapté aux besoins de l'inventaire UTCATF ne constitue pas une demande exceptionnelle mais s'inscrit dans le fonctionnement du projet OSO qui vise à une production la plus automatisée et la plus flexible possible, permettant le déploiement de multiples sous-produits, sans surcoût.

- Le projet est basé sur une automatisation de la procédure de production, en particulier via un algorithme de classification basé sur des données d'apprentissage (Inglada et Christophe, 2009.). Grâce à cette approche, le coût de production reste peu élevé une fois l'architecture technique mise en place, les premiers produits évalués et les données d'apprentissage fournies. L'acquisition des données satellite source est permise par Théia qui a pour objet, entre autres, de mutualiser les coûts d'acquisition et de stockage.

- La résolution spatiale minimale est 30x30m, compromis entre approche micro (sensibilité aux EPL, piège topographique, faux positifs) et macro (trop forte généralisation, classes mixtes, faux négatifs), proche de l'échelle du parcellaire.

- Même si la résolution thématique qui a été envisagée dans les produits tests n'est pas satisfaisante (voir p.262), il est possible de proposer une nomenclature différente, en définissant les classes. Cette adaptabilité permet de répondre au plus près aux contraintes de l'inventaire UTCATF (comptabilité avec les catégories Giec) et avec l'enjeu carbone (prise en compte des différents compartiments).

- Ma résolution annuelle correspond à l'idéal attendu dans le cadre des inventaires Giec, même si nous avons montré (chap. 6 section 6.4 ; chapitre 7 section 7.1) qu'une haute fréquence d'acquisition de données entraine l'enregistrement de faux positifs. Néanmoins, il est toujours possible de définir une résolution temporelle moindre et de ne générer une carte d'occupation que tous les 5 ans par exemple, de manière à se concentrer sur les changements de long terme et d'éviter d'enregistrer des cycles à courte cinétique.

- Le Cesbio rassemble des experts et chercheurs spécialisés dans l'étude et l'observation de la biosphère, qui peuvent donc participer à l'élaboration d'un outil de suivi de l'occupation du sol pertinent pour en déduire des flux de carbone. En outre, plusieurs projets de recherche menés par le Cesbio ou en partenariat avec d'autres organismes concernent le suivi des terres agricoles. Cela est particulièrement intéressant car le suivi du parcellaire agricole pourrait permettre, à terme, une meilleure cohérence entre les secteurs « agriculture » et « UTCATF » de l'inventaire national des émissions de GES.

Prototypage

A titre de prototype, nous avons commandé auprès du Cesbio, en relation avec Jordi Inglada, un premier test de produit pour une zone restreinte, pour plusieurs années consécutives (2009 à 2013), en définissant les spécifications (résolutions, périmètre spatial et temporel) et en fournissant des cartes d'occupation du sol qui serviront comme données d'apprentissage pour l'algorithme de classification.

[1] Centre d'études spatiales de la biosphère, basé à Toulouse (cesbio.ups.tlse.fr).
[2] Le pôle Théia est un organisme de diffusion des données spatiales associant divers organismes (CEA, Cerema, Cirad, CNES, CNRS, IGN, Inra, IRD, Irstea, Météo-France, Onera) : theia-land.fr.

L'Ile-de-France a été choisie car une base de données précise existe déjà (le MOS de l'Ile de France), et cette région a fait l'objet d'une analyse comparative sur trois approches de mesure de l'occupation du sol (De Biasi et Nascimento, 2000). Enfin, la présence de nombreuses zones d'habitat pavillonnaire avec jardins permettra de juger la capacité de la méthode à suivre ces espaces mixtes.

Huit classes ont été préalablement établies pour ce test: (a) artificiel (imperméable: bâti, routes); (b) artificialisé perméable (enherbé, arboré); (c) cultures et prairies temporaires; (d) surfaces toujours en herbe, prairies permanentes, landes; (e) sol nu ou minéral; (f) forêts et bois; (g) eau; (h) vergers et vignes. Cette nomenclature ne présage pas de la nomenclature finalement retenue et a été construite provisoirement à partir de la proposition générale (voir section 7.1) en fonction des limites actuelles du projet, d'après J. Inglada.

Les premières cartes produites ont été livrées fin 2016. Reste à mener une série de tests afin de vérifier la pertinence de ce produit, ce qui n'était pas envisageable dans le temps imparti pour cette thèse.

Limites

Plusieurs limites sont à souligner. En premier lieu, la qualité de la classification devra être évaluée sur les différentes années produites et non pas à partir d'une seule année, de manière à vérifier la cohérence temporelle du produit. Si les différentes années sont produites indépendamment les unes des autres, de nombreux faux positifs sont à attendre. L'intégration de la classification des années précédentes dans l'algorithme permet de réduire ce risque. En deuxième lieu, l'algorithme de classification ne sera pas suffisant pour produire des données répondant aux besoins de l'inventaire UTCATF. En effet, la règle de distinction des forêts et des bosquets via le seuil de 0,5 ha nécessite de mettre en place une opération supplémentaire de distinction des pixels en bosquet (pixels isolés ou contigus de moins de 0,5 ha) de ceux en forêt (plus de 6 pixels contigus). Enfin, il n'est pas prévu de faire une rétropolation, donc il sera nécessaire de caler ces nouvelles données avec d'autres données pour reconstruire les années précédentes. En résumé cette donnée pourrait à terme servir de référentiel pour estimer les surfaces de changement d'occupation du sol annuelles, à condition de régler des points majeurs : qualité de la classification et pertinence des changements détectés.

Perspectives

Ce projet ouvre deux grandes pistes à moyen terme :

- l'utilisation d'un sous-produit OSO, alimenté en partie par des données d'apprentissage que nous avons collectées, comme nouvelle donnée d'entrée pour le protocole présenté dans cette thèse, pour l'estimation des taux de changement et/ou pour la carte de référence. Il est plus pertinent dans un premier temps de se servir de cette carte comme moyen de repérer les zones de changement potentiel plutôt que d'utiliser les changements bruts interannuels, ceux-ci étant marqués, après une première visualisation des cartes diachroniques, par de nombreux faux positifs.

- l'utilisation directe d'OSO comme source de donnée pour estimer et spatialiser les changements d'occupation du sol, en fournissant ou non des données d'apprentissage. Compte-tenu des limites quant à la caractérisation des changements et l'identification de certaines classes complexes (zones humides, urbain vert), une approche en deux phases pourrait être envisagée : une première phase de détection des changements possibles à partir d'OSO, que ce soit par des cartes annuelles ou avec un pas de temps plus large ; et une deuxième phase, par un autre moyen (interprétation visuelle, recours à d'autres données, etc.) de validation et de caractérisation des changements.

Conclusion du chapitre 7

Ce chapitre préconise quatre recommandations principales :

- la nécessité d'un travail attentif de sélection, de prétraitement et de correction des données ;
- le besoin de cohérence des résolutions spatiales, temporelles et thématiques ;
- le choix de solutions privilégiant l'approche multi-sources, la manière d'intégrer les données pouvant prendre des formes diverses (outil d'intégration spatiale dans une grille, utilisation comme données d'apprentissage, donnée d'entrée d'un modèle plus classique) ;
- le passage d'une approche visant à réduire les erreurs issues de données riches et complexes pour correspondre à un cadre simplifié, celui des matrices Giec, à une approche partant de valeurs moins incertaines et plus simplifiées, à affiner pour correspondre à une approche carbone plus fine.

L'estimation des flux de carbone doit finalement être le point de départ de la méthode, et non les données d'occupation du sol, de manière à privilégier les changements les plus réalistes et les plus signifiants en termes de flux de carbone. Il s'agit de simplifier les données d'occupation du sol qui sont, comme on l'a montré à travers cette thèse, toujours marqués par la complexité, qu'il s'agisse d'erreurs, de biais systématiques ou de changements réels mais qui n'ont pas à être pris en compte dans un bilan comptable des flux de carbone qui vise avant tout la cohérence, la transparence et la vraisemblance.

Ces recommandations permettent de lier la réconciliation des différentes échelles en jeu et la pertinence des solutions retenues. Ainsi, les solutions proposées s'appuient sur un enjeu épistémologique classique en géographie (comme le montrent les chapitres 3, 4, 5 et 6) : l'échelle. Appliqué à l'exercice particulier de l'inventaire UTCATF, cet enjeu permet de réinterroger les modes de représentation de l'espace ainsi que leur pertinence pour estimer des flux de carbone, selon un angle original au regard des travaux existants autour de cet exercice technique et normé.

D'un point de vue pratique, il apparait plus simple de gérer des faux négatifs que des faux positifs. Partir d'une donnée d'entrée simplifiée, plus réaliste au regard des taux de changement, permet de lier ces dynamiques quantitatives à des processus bien identifiés et de mieux les comprendre. Cela permet in fine de mieux lier ces estimations d'évolution et les flux de GES qui en sont déduits aux effets des politiques publiques et à d'autres facteurs, dans une logique d'aide à la décision. La complexité spatiale, temporelle et thématique est plus aisée à gérer dans le cadre de la réalisation de l'inventaire si celle-ci apparait progressivement, à mesure de l'amélioration méthodologique, plutôt que lorsqu'elle est imposée par la complexité des données sources.

Les recommandations et les pistes présentées dans ce chapitre n'ont pas vocation à préfigurer de futurs travaux académiques mais cherchent à s'adapter au mieux aux attentes et aux besoins méthodologiques associés à la réalisation de l'inventaire UTCATF.

Tout en étant attentif à l'utilisation finale des résultats obtenus, il faut bien distinguer le statut de la donnée source, celui du résultat d'une intégration de données, celui de la sortie d'un modèle, et celui des valeurs officielles présentées dans les documents officiels onusiens. Ces quatre types d'information ont des statuts et des domaines de validité différents. Le rôle politique et stratégique des estimations et l'influence de ce rôle sur la manière dont elles sont construites ne doit pas être oublié.

Conclusion générale

L'enjeu principal de la thèse était de replacer l'exercice technique de l'inventaire UTCATF dans un contexte géographique, en y apportant un regard critique sur son approche méthodologique, en éclairant la pertinence des méthodes alternatives envisageables et en proposant une révision du protocole permettant de mieux comprendre les changements d'occupation des sols estimés et rapportés dans ce cadre par le Citepa.

Le **chapitre 1** a montré que le cadre des inventaires était le fruit d'enjeux politiques et stratégiques, reposant sur le principe d'une compensation possible des émissions anthropiques par les « émissions négatives », au premier rang desquelles les flux de captage et de stockage de carbone dans les sols et la biomasse. Les règles de rapportage de la CCNUCC et les guides méthodologiques du Giec entraînent une vision partielle et partiale de l'occupation du sol, objet quantifié de comptabilité. Cette thèse a proposé d'en faire un objet d'étude, à la fois qualitatif et quantitatif.

Le **chapitre 2** a décrit les premières conséquences de cette approche : les flux de gaz à effet de serre liés au sol et à la biomasse sont complexes et leur dynamique, notamment sur le long terme, est encore incertaine.

Le **chapitre 3** a déployé un regard épistémologique et géographique sur cet objet d'étude, sur les présupposés et les définitions initiales des inventaires UTCATF, en les mettant en lien avec une littérature plus large. Les changements d'occupation du sol sont en effet au centre de nombreux travaux, et depuis longtemps. Les questionnements techniques, méthodologiques et conceptuels qui sont nés dans le cadre précis des inventaires UTCATF rejoignent en réalité des problématiques anciennes et des questions classiques en géographie, en partie renouvelées par les améliorations technologiques dans le domaine du suivi de l'occupation du sol. La question de la précision et de la pertinence apparaît centrale dans l'évaluation des données au regard des besoins de l'inventaire, et ce dans trois dimensions : thématique, spatiale et temporelle.

Le **chapitre 4** répond directement au besoin d'identification, de compilation et d'analyse des données disponibles, en plus de l'enquête TerUti utilisée jusqu'ici. Le regard critique porté sur ces données et l'analyse de leur contexte de production s'appuie sur l'état de l'art des moyens de suivi de l'occupation du sol réalisé dans le chapitre précédent. La prise en compte des métadonnées nous a permis de saisir les différences de pertinences des différentes sources.

Le **chapitre 5** cherche à apporter une compréhension des dynamiques derrière les données, et dresse une synthèse des changements décrits par les données et identifie les dynamiques qui ont du sens du point de vue de l'inventaire UTCATF.

Le **chapitre 6** a présenté différents protocoles expérimentaux démontrant la pertinence de l'hypothèse des faux changements, des bruits, de la sensibilité des dispositifs de suivi de l'occupation du sol aux éléments ponctuels et linéaires. Les résultats de ces différentes expériences montrent que loin de simplifier la complexité paysagère *en entrée*, les données d'occupation du sol retranscrivent cette complexité tout en lui ajoutant d'autres strates. Cette complexité *en sortie* est fonction d'une dépendance d'échelle entre les phénomènes observés et leur mode d'observation. Une visite de terrain et une courte enquête nous a permis de confirmer de valider l'hypothèse de présence d'erreurs inévitables et de biais dans les données issues d'enquête de terrain.

Enfin, le **chapitre 7** propose de revoir la méthodologie de l'inventaire UTCATF en tirant parti des enseignements de la thèse. A rebours de l'approche généralement préconisée dans ce contexte, qui se focalise sur l'analyse des incertitudes et des erreurs possibles (Giec, 2006 ; Rypdal et Baritz, 2002 ; Ometto et al. 2014 ; Canaveira, 2016), nous avons choisi de privilégier les faux négatifs sur les faux positifs, autrement dit de ne pas détecter assez de changements mais de bien les caractériser plutôt que d'en détecter trop. Cette approche pragmatique est adaptée à l'inventaire qui n'est pas un exercice

scientifique mais technique et politique, de comptabilité environnementale, qui gère difficilement les incertitudes des données d'entrée, et qui est construit sur une logique d'amélioration continue par succession d'ajouts de précision et non selon une logique de correction successive d'une valeur, dont on ne peut clairement justifier la pertinence.

Cette thèse a proposé une analyse critique des référentiels techniques et méthodologiques utilisés dans les inventaires UTCATF pour suivre l'occupation du sol. Les contributions de ce travail sont à classer en deux catégories : les aspects scientifiques généraux, qui peuvent bénéficier à la communauté académique en général ; et les aspects pratiques, destinés surtout au Citepa et aux personnes impliquées dans la mise en œuvre de l'inventaire UTCATF ou d'un exercice proche, par exemple au niveau régional.

Contribution de la thèse : aspects scientifiques

Ce travail constitue un apport original dans le paysage scientifique car il apporte un regard inédit sur l'inventaire UTCATF français, exercice assez peu connu du milieu académique en France, et il propose une série de liens méthodologiques et conceptuels entre les recherches sur l'occupation du sol.

Sur le lien entre pertinence et précision des données

Cette thèse poursuit le travail entrepris par la communauté de chercheurs sur l'occupation du sol (voir chapitre 3) sur la qualité et la pertinence des différentes approches d'observation et de suivi et des différentes données produites (Fuller et al, 1998 ; Comber et al, 2004, 2007 ; Bousquet, 2012, 2013 ; Cherrill, 1994 ; Laboratoire de géo rurale, 1976 ; Baudry, 1991, 1992). L'importance des faux positifs, aussi appelés « methodological changes » dans la littérature, est confirmée par cette thèse : la complexité des sources de ces faux positifs (biais, erreurs, effets de la résolution…), souligné par différents auteurs (Hazeu al 2007, Aldwaik et Pontius, 2013 Carlotto, 2009 ; Burnicki et al, 2010) a été démontrée pour des bases de données rarement mobilisées dans la recherche avec cette approche. L'aspect temporel de la dépendance d'échelle qu'on observe dans les séries d'occupation du sol, tel qu'il est présenté dans cette thèse, permet de documenter un aspect moins traité, dans la littérature, que les dimensions thématiques et spatiales (Baudry, 1991, 1992 ; Coltekin et al, 2011 ; Peuquet et al, 1994 Aldwaik et Pontius, 2012, 2013). Le premier angle d'évaluation des données, l'estimation des changements, s'inscrit dans le cadre de la littérature sur la cohérence des séries temporelles et la pertinence de la détection et de la caractérisation des changements (Mas et al, 1999 ; Radke et al, 2005 ; Zhu et al, 2012 ; Zhu et Woodcock, 2014 ; Lu et al, 2004 ; Lambin et Strahler, 1994 ; Olofsson et al, 2011 ; Andrieu et Mering, 2008). En outre, le deuxième angle sélectionné pour évaluer les méthodes et les données, l'inventaire des émissions de GES, est un angle peu traité, surtout en prenant en compte sa dimension technique et politique.

Sur l'historique de l'occupation du sol et son enjeu climatique

Notre travail constitue aussi une synthèse originale mêlant à la fois l'historique de l'observation, de la quantification et de la représentation de l'occupation du sol ; et aussi l'historique de l'émergence de l'enjeu scientifique et politique que représente l'occupation du sol, aux niveaux national et international. Le travail mené dans cette thèse permet de remettre en perspective le rôle du sol et de la biomasse dans les changements climatiques, tant du point de vue scientifique que politique, dans la continuité de certains travaux (Fry, 2002, 2007 ; den Elzen 2005, Hohne et al 2007, 2011 ; Mackey et al, 2013), mais centrés ici sur le rôle de la France.

Sur le lien entre les travaux d'occupation du sol et le cadre très spécifique des inventaires UTCATF

L'élément le plus original de cette thèse concerne la description et l'analyse des enjeux liés à l'exercice spécifique, et assez méconnu, de l'inventaire national des émissions de GES et en particulier du secteur dit UTCATF. Les méthodes, les hypothèses, les calculs et les résultats qui émanent de cet inventaire sont marqués par une très forte technicité, et par une dimension stratégique et politique forte. Les méthodologies employées pour suivre l'occupation des sols et en déduire des flux de carbone à l'échelle nationale s'appuient sur des recommandations du Giec, des obligations issues des accords internationaux et sur l'expérience et l'expertise des équipes d'inventaires nationales. En France, cet

exercice n'est pas mené en continuité avec les travaux académiques existants[1] en géographie sur le suivi et l'analyse de l'évolution des paysages. Cette thèse permet de créer un premier lien entre ces deux contextes, de manière à explorer sous un angle géographique la question de l'incertitude des inventaires d'émission de GES, généralement cantonnée à la sphère technique (Giec, 2006 ; Barytz et Ripdal, 2013 ; Citepa, 2016). Notre travail a cherché à mettre en évidence l'existence de différents contextes normatifs parfois contradictoires, et qui peuvent s'ignorer l'un l'autre : le contexte politique, technique et académique de la méthodologie de l'inventaire UTCATF.

Des réflexions et analyses à replacer dans un cadre plus large

Au-delà de l'amélioration méthodologique des inventaires d'émission de GES, cette thèse permet d'aborder la problématique plus large de l'échelle et des modes de suivi des terres, à travers trois étapes fondamentales : l'observation, la création de données, la modélisation. Nous avons principalement traité les deux premières étapes. L'importance croissante que revêt l'environnement dans l'enceinte publique, à la frontière entre science et politique, rend nécessaire de rappeler les fondements sur lesquels reposent les chiffres et scenarios mobilisés. Revenir aux conditions d'observation et aux modalités de création de l'information et de la mise en données de l'espace, comme dans le cadre de cette thèse, permet d'appuyer un regard critique sur les valeurs employées. En ce sens, ce travail vise à participer à l'ensemble des travaux dits « d'expertise », permettant d'éclairer au mieux les décisions et projets politiques.

Contribution de la thèse : aspects pratiques

Documenter

Il n'existe que les guides du Giec pour renseigner les équipes chargées de réaliser les inventaires UTCATF des différents moyens possibles de suivre le territoire. Il s'agit d'informations générales valables pour tout pays. Cette thèse permet de renseigner les différentes méthodes disponibles, leur historique, les données produites et leur validité, les contextes précis dans lesquels les données ont été construites, etc.

Compiler

Cette thèse a été l'occasion de compiler de nombreux jeux de données et de documents associés (métadonnées, référentiels, analyses) ; mais aussi de travaux et d'outils qui seront mobilisables par le Citepa. Ainsi, les éléments compilés sont :

- une quinzaine de jeux de données sur la France, (cartes vectorielles, raster, données d'échantillonnage) ;
- une dizaine de jeux de données régionales (cartes vectorielles) ;
- de nombreux guides techniques et rapports d'analyses sur la production, l'évaluation et l'interprétation des données ;
- des outils : analyse spatiale, systèmes de comparaisons de nomenclatures, indices d'analyse des matrices de changement d'occupation du sol, etc.

L'évaluation spécifique de la méthode de production de données, est généralement centrée sur un type de données en particulier (Boots et Csillag, 2006 ; de Groeve et al, 1999 ; foody, 2002, 2010 ; Herold et al, 2008 ; Liu et al, 2007 ; Stehman, 1992, 1999). La littérature souligne aussi l'importance de tenir compte des métadonnées, des contextes de production (Comber et al, 2004). Notre travail applique ce double regard critique à un ensemble de données hétérogènes, déjà entrepris pour quelques données (Chery et al, 2014 ; De Biasi et Nascimento, 2000 ; Cinotti, etc) mais ici appliqué à un panel de données et de méthode très large.

[1] Alors que c'est le cas dans certains pays, voir chapitre 1.

Explorer

Cette thèse a réuni un ensemble de travaux exploratoires qui n'auraient pas pu être menés dans le cadre habituel du CITEPA. Plusieurs aspects ont pu être explorés :

- les causes des biais des séries TerUti ;
- les incertitudes sur la quantification des flux de carbone liés aux sols et à la biomasse ;
- l'hétérogénéité des données disponibles ;
- la possibilité du recours à des données très diverses (satellitaires, VGI, enquêtes, etc.) ;
- les projets en cours à diverses échelles sur le suivi de l'occupation du sol.

Recommander

Nous avons formulé plusieurs recommandations pour améliorer les méthodes employées et asseoir l'exercice de l'inventaire sur des connaissances plus approfondies. Un regard critique a été porté sur l'ensemble des outils et jeux de données mobilisables. La revue de littérature et les analyses menées ont permis de mettre en place un nouveau protocole de modélisation, avec une phase spatialisation des changements, qui s'appuie sur de multiples sources et permet de revoir à la baisse les changements estimés tout en s'assurant d'une meilleure robustesse. Ce modèle, même s'il s'inspire de certains exercices (Pérez-Hoyos et al, 2012 ; Olteanu, 2008 ; Hilker et al, 2009 ; Batista e Silva et al, 2013 ; Hosseini et al, 2007 ; Fuchs et al, 2015 ; fusion), présente l'originalité de se focaliser sur les taux de changement bruts.

Apporter une expertise géographique à un exercice technique et politique

Bien qu'il porte sur la quantification de l'espace, sur l'évolution des paysages, l'inventaire UTCATF constitue en France un exercice technique et politique qui n'avait jusqu'ici pas été associé à un regard critique et scientifique dans le domaine géographique en général et dans le domaine des sciences de l'occupation du sol en particulier. Cette thèse a permis d'apporter un regard géographique sur différents plans : la remise en perspective des méthodes et des concepts de l'inventaire (chapitre 1), la remise en perspective de l'enjeu carbone et de sa quantification (chapitre 2), la remise en perspective des moyens de représenter, d'observer, de nommer et de quantifier l'occupation du sol et son évolution (chapitre 3), la remise en perspective des données utilisées au sein d'un paysage complexe et évolutif de jeux de données et de référentiels hétérogènes (chapitre 4), la remise en perspective des changements d'occupation du sol estimés dans le cadre des grands types d'évolution du paysage et du territoire français (chapitre 5). Le chapitre 6 a quant a lui permis de mettre en œuvre plus directement cette expertise géographique afin d'approfondir certaines hypothèses et de confronter les éléments issus de la littérature au terrain et à l'analyse de données.

Synthèse générale

Le paysage des données d'occupation du sol est en évolution constante

Les données qui traitent explicitement d'usage et/ou d'occupation des terres en France sont nombreuses. Notre travail présente une vue d'ensemble exhaustive des bases utilisables, de leurs caractéristiques générales et leurs incertitudes. Les différentes données disponibles ne sont pas comparables directement, car leurs méthodologies de suivi des terres ont des résolutions spatiales, temporelles et thématiques différentes. Dresser un tableau des données mobilisables est un exercice rapidement obsolète. Les projets de création de données sont nombreux et le contexte institutionnel connaît aussi d'importantes évolutions. En France, le rôle des pouvoirs publics nationaux a été majeur dans la mise en place de référentiels ; cependant aujourd'hui les projets sont plus éclatés entre pouvoirs décentralisés, européens et internationaux, entre public et privé (avec notamment le rôle des multinationales comme Google) et entre le monde académique et politique. Dès lors, une approche multi-source vise à être plus souple et à intégrer l'apport de nouvelles données plutôt que le recours à des bases de données dont la cohérence temporelle n'est plus assurée.

L'inventaire, un exercice géographique qui s'ignore

Une difficulté apparaît lorsque l'on parle de paysage ou d'occupation du sol. Le paysage est objet de représentations fortes ayant évolué dans le temps, et différenciées selon les acteurs impliqués. Le contexte scientifique et politique de la lutte contre les émissions de gaz à effet de serre et du rôle du secteur UTCATF en particulier a généré ses propres représentations, mais fait appel à des outils et des analyses préexistantes, qui ont d'autres filtres de perception et dont l'historique, rappelé dans cette thèse, permet de comprendre les évolutions conceptuelles. Aborder l'occupation du sol et les dynamiques paysagères dans un projet de recherche impose de mettre en avant ces biais de représentation et les choix ayant mené à une façon de compartimenter le territoire en catégories. La thèse a permis de déconstruire l'exercice de l'inventaire UTCATF sous l'angle géographique, en se focalisant sur les données d'entrée et sur la production de l'information sur les surfaces de changements d'occupation du sol qui constitue une des bases principales du protocole méthodologique.

La dépendance d'échelle spatiale, temporelle et thématique

La complexité n'est pas uniquement du bruit qu'on pourrait effacer mais est inhérente à la production d'information, quel que soit le mode d'observation et d'interprétation du territoire, toujours établi à une échelle et l'information est restituée avec la complexité perçue à cette échelle. L'inventaire oblige à travailler sur de multiples niveaux spatiaux, thématiques et temporels, et d'agréger ces dimensions : matrices annuelles et sur 20 ans ; régionalisation et utilisation d'informations issues de points d'échantillons (TerUti, IFN, RMQS). L'idée de dépendance d'échelle et de domaine de validité des données permet de raisonner en termes relatifs et non absolus, d'accord non binaire mais de logique floue. Ainsi, cette thèse a permis d'aller au-delà du sous-entendu préalable du sujet de thèse qui était la dichotomie entre erreur et vérité. La génération d'erreurs, faux négatifs et faux positifs, est liée à la complexité réelle du terrain : toute catégorisation est une interprétation qui légitime des « erreurs ». Toute la difficulté consiste à parvenir à un équilibre entre simplification extrême et rendu illisible de la complexité.

Un signal complexe en entrée, un rapportage simplifié en sortie

D'un côté, l'occupation du sol, en données d'entrée, constitue toujours un signal complexe. La discrimination des erreurs, des biais systématiques, des effets d'échelle, la cohérence des séries temporelles, sont autant de domaines d'amélioration identifiés dans la littérature (voir chap. 3) et dont nous avons proposé des pistes d'explication (voir chap. 5 et 6) ainsi qu'une approche pour gérer cette complexité (voir chap. 7). Si les techniques sont étudiées, elles ne sont pas encore mises en application à l'échelle des produits génériques mobilisables et présentés dans cette thèse. De l'autre côté, l'inventaire est un exercice « de comptabilité », issu de décisions en partie politique, simplifiant les réalités territoriales. La méthode actuellement appliquée en France repose en grande partie sur des stocks de carbone par région et par grand type d'occupation. En bref, le format de rapportage final relève d'une grande simplification. La mise en parallèle entre l'amont et l'aval du protocole général de production de l'inventaire UTCATF français met en lumière un différentiel de qualité et de résolution qui empêche toute vision claire et transparente des résultats, et une difficulté dans leur interprétation. Selon nous, il serait nécessaire de fonder l'inventaire sur des bases plus simples en augmentant progressivement la complexité jusqu'au niveau nécessaire pour estimer les flux de carbone. Ce n'est qu'en pouvant expliquer et justifier la pertinence des dynamiques paysagères estimées en entrée que les sorties en termes de flux de carbone pourront être compréhensibles.

La difficulté de traiter simultanément trois métriques

Le suivi des flux de gaz à effet de serre liés à l'occupation du sol et aux changements d'occupation du sol oblige à mesurer ou estimer trois dimensions de l'espace, c'est-à-dire à prendre en compte trois métriques. Premièrement, l'occupation du sol mesure des surfaces et relève d'une dimension horizontale. Deuxièmement, ce suivi considère aussi les objets qui participent à l'occupation du sol, et en particulier les objets physiques contenant de la biomasse, mesurés en volume. Troisièmement, la prise en compte des stocks de carbone nécessite de prendre en compte la profondeur et les différents horizons du sol, dans la dimension verticale. L'application d'une métrique est parfois difficilement compatible avec les autres. Cette thèse propose de réinterroger la mesure des surfaces d'occupation du sol, qui sont centrales dans le protocole actuel de réalisation des inventaires UTCATF.

La confusion entre trois champs d'expertise

L'inventaire UTCATF est un exercice qui englobe des dimensions hétérogènes : des enjeux politiques et stratégiques, des questionnements scientifiques et des considérations techniques. Ces trois domaines d'expertise se mêlent et tendent à brouiller la lisibilité des hypothèses initiales, des principes méthodologiques et des résultats de cet inventaire. Tout travail général autour de cet inventaire oblige à traiter de ces trois *champs* – ou espaces d'activités et de discours – de production de normes sur le sujet du suivi de l'occupation du sol pour les flux de gaz à effet de serre. Le champ scientifique permet une remise en perspective des estimations au regard de leur incertitude, de leurs domaines de validité. Ce champ scientifique n'inclut pas directement les sciences géographiques et l'écologie du paysage. Ensuite, le champ technique constitue la dimension centrale de cet exercice. Il est essentiellement investi par le Citepa : dès lors, les questionnements méthodologiques qui sont actuellement mis en œuvre sont principalement d'ordre technique (retraitement des données, cohérence temporelle de résultats intermédiaires, paramètres et modalités de calcul, etc.) avant d'être d'ordre scientifique (hypothèses sur les flux de gaz à effet de serre individuels et les compartiments de carbone, processus biophysiques, dynamiques paysagères, cinétique de la matière organique dans les horizons du sol, etc.). Autrement dit, les questions pratiques d'estimation priment sur les questions de recherche en amont sur les processus en jeu. Enfin, le champ politique est marqué par des idéologies, des stratégies, des enjeux économiques, des rapports de force. Il est à l'origine de nombreuses règles de rapportage qui s'appliquent *in fine* aux inventaires (définitions de certaines catégories, périmètres, règles d'exclusion de certaines surfaces ou de certains flux de carbone, etc.). Ce champ est primordial car il crée ses propres référentiels qui ne sont pas toujours cohérents avec des référentiels préexistants dans les champs techniques et scientifiques. Les règles et modes de raisonnement de ces trois champs entrent parfois en contradiction. Même si en réalité, ces trois champs sont souvent confondus lors du protocole de réalisation de l'inventaire UTCATF, une approche technicienne tend à dominer ce protocole. Cette approche reste marquée par la vision politique puisque la pertinence de l'évolution des méthodes est notamment évaluée au regard de la volonté stratégique de limiter les émissions et de favoriser la séquestration de carbone. Néanmoins, la transparence associée à cet exercice de dimension internationale limite le contrôle politique sur l'aspect technique.

Bibliographie

Abrantes, Patricia, Camille Clement, Christophe Soulard, Françoise Jarrige, and Lucette Laurens. 2010. “Étalement Urbain, Dynamiques Agricoles et Politiques Périurbaines. Une Analyse Spatiale Du Languedoc-Roussillon et Du Portugal.” In ISDA 2010, 13–p. Cirad-Inra-SupAgro.

Achard, Frédéric, Hugh D. Eva, Hans-Jürgen Stibig, Philippe Mayaux, Javier Gallego, Timothy Richards, and Jean-Paul Malingreau. 2002. “Determination of Deforestation Rates of the World’s Humid Tropical Forests.” Science 297 (5583): 999–1002.

ADEME. 2012. “Contribution de l’ADEME à l’élaboration de visions énergétiques 2030-2050.” Synthèse. Angers: ADEME.

———. 2015a. “Forêt et Atténuation Du Changement Climatique.” Les Avis de l’ADEME.

———. 2015b. “Optimiser La Gestion Des Prairies Pour Valoriser Leur Potentiel Productif et Leurs Multiples Atouts Environnementaux.” Fiches Agriculture & Environnement es pratiques clefs pour la préservation du climat, des sols et de l’air, et les économies d’énergie Fiche n°9. Références.

ADEME, and Gis Sol. 2014. “Carbone Organique Des Sols : L’énergie de L’agro-Écologie, Une Solution Pour Le Climat.” 7886.

Afify, Hafez A. 2011. “Evaluation of Change Detection Techniques for Monitoring Land-Cover Changes: A Case Study in New Burg El-Arab Area.” Alexandria Engineering Journal 50 (2): 187–95. doi:10.1016/j.aej.2011.06.001.

Agarwal, Chetan, Glen M. Green, J. Morgan Grove, Tom P. Evans, and Charles M. Schweik. 2002. “A Review and Assessment of Land-Use Change Models: Dynamics of Space, Time, and Human Choice.” CIPEC Collaborative Report Series, US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Stattion, 297 (1): 90.

Agence Bio. 2008. “Les Chiffres 2007 de La Bio En France.”

———. 2010. “La Bio En France, de La Production À La Consommation.” In Les Chiffres de La Bio En 2009.

Agger, Peder, and Jesper Brandt. 1988. “Dynamics of Small Biotopes in Danish Agricultural Landscapes.” Landscape Ecology 1 (4): 227–240.

Agnes, C. 2014. “Évaluation des impacts de la disponibilité des données sur la production d’une cartographie fine d’occupation du sol : contribution méthodologique.” Mémoire, Irstea.

AGRESTE. 2009. “Statistique Agricole Annuelle. Résultats 2006-2007 Définitifs et 2008 Semi-Définitifs.” Chiffre et Données, Série Agriculture.

———. 2010a. “Recensement Général de l’Agriculture de 2010.”

———. 2010b. “Pratiques Culturales 2006.” Dossiers de l’Agreste, December 8.

Aguejdad, Rahim, Laurence Hubert-Moy, Alain Lalau-Keraly, Jérôme Malle, and Ronan Viel. 2009. “Estimation de l’évolution de l’artificialisation des terres à l’échelle départementale par télédétection : le cas de l’Ille et Vilaine.” Photo interprétation 45 (1): 23–32.

Agumya, Aggrey, and Gary J. Hunter. 2002. “Responding to the Consequences of Uncertainty in Geographical Data.” International Journal of Geographical Information Science 16 (5): 405–417.

Ahlqvist, Ola. 2005. “Using Uncertain Conceptual Spaces to Translate between Land Cover Categories.” International Journal of Geographical Information Science 19 (7): 831–57. doi:10.1080/13658810500106729.

———. 2008. “In Search of Classification That Supports the Dynamics of Science: The FAO Land Cover Classification System and Proposed Modifications.” Environment and Planning B: Planning and Design 35 (1): 169.

Ahlqvist, Ola, and Ashton Shortridge. 2009. “Spatial and Semantic Dimensions of Landscape Heterogeneity.” Landscape Ecology 25 (4): 573–90. doi:10.1007/s10980-009-9435-8.

Ahlqvist, Ola, Dalia Varanka, Steffen Fritz, and Krzysztof Janowicz, eds. 2015. Land Use and Land Cover Semantics: Principles, Best Practices, and Prospects. Boca Raton, FL: CRC Press.

Aitchison, J. W. 1986. “Classification of Agricultural Systems.” Progress in Agricultural Geography (Routledge Revivals), Croom Helm, London, , 38–69.

Ajani, Judith I., Heather Keith, Margaret Blakers, Brendan G. Mackey, and Helen P. King. 2013. “Comprehensive Carbon Stock and Flow Accounting: A National Framework to Support Climate Change Mitigation Policy.” Ecological Economics 89 (May): 61–72. doi:10.1016/j.ecolecon.2013.01.010.

Ajouc, C. 2007. Les Modes D’occupation Des Sols. Les Bases de Données Existantes Sur Le Bassin de Vie Avignonnais. Les Expériences Nationales. Avignon, AURA (Agence d’Urbanisme de l’Aire Avignonnaise).

Aldwaik, Safaa Zakaria, and Robert Gilmore Pontius Jr. 2012. “Intensity Analysis to Unify Measurements of Size and Stationarity of Land Changes by Interval, Category, and Transition.” Landscape and Urban Planning 106 (1): 103–14. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.02.010.

———. 2013. “Map Errors That Could Account for Deviations from a Uniform Intensity of Land Change.” International Journal of Geographical Information Science 27 (9): 1717–39. doi:10.1080/13658816.2013.787618.

Alexandre, Frédéric, and Alain Génin. 2013. Continu et discontinu dans l’espace géographique. Presses universitaires François-Rabelais.

Alfasi, Nurit, Jonatan Almagor, and Itzhak Benenson. 2012. “The Actual Impact of Comprehensive Land-Use Plans: Insights from High Resolution Observations.” Land Use Policy 29 (4): 862–77. doi:10.1016/j.landusepol.2012.01.003.

Alig, Ralph J., and Robert G. Healy. 1987. “Urban and Built-Up Land Area Changes in the United States: An Empirical Investigation of Determinants.” Land Economics 63 (3): 215. doi:10.2307/3146831.

Alivernini, Alessandro, Anna Barbati, Paolo Merlini, Francesco Carbone, and Piermaria Corona. 2016. “New Forests and Kyoto Protocol Carbon Accounting: A Case Study in Central Italy.” Agriculture, Ecosystems & Environment 218 (February): 58–65. doi:10.1016/j.agee.2015.11.006.

Al-Kaisi, Mahdi M. 2001. Impact of Tillage and Crop Rotation Systems on Soil Carbon Sequestration. Iowa State University, University Extension.

Allen, Timothy FH, and Thomas B. Starr. 1982. “Hierarchy Perspectives for Ecological Complexity.”.

Allen, T.R., Y. Wang, and T.W. Crawford. 2013. “Remote Sensing of Land Cover Dynamics.” In Treatise on Geomorphology, edited by John F. Shroder, 80–102. San Diego: Academic Press..

Alodos, C. L., Y. Pueyo, O. Barrantes, J. Escós, L. Giner, and A. B. Robles. 2004. “Variations in Landscape Patterns and Vegetation Cover between 1957 and 1994 in a Semiarid Mediterranean Ecosystem.” Landscape Ecology 19 (5): 543–59. doi:10.1023/B:LAND.0000036149.96664.9a.

Alonso, William, and others. 1964. “Location and Land Use. Toward a General Theory of Land Rent.” Location and Land Use. Toward a General Theory of Land Rent.

Álvarez-Martínez, Jose Manuel, Jetse J. Stoorvogel, Susana Suárez-Seoane, and Estanislao de Luis Calabuig. 2010. “Uncertainty Analysis as a Tool for Refining Land Dynamics Modelling on Changing Landscapes: A Case Study in a Spanish Natural Park.” Landscape Ecology 25 (9): 1385–1404. doi:10.1007/s10980-010-9492-z.

Amarsaikhan, D., H. H. Blotevogel, J. L. Van Genderen, M. Ganzorig, R. Gantuya, and B. Nergui. 2010. “Fusing High-Resolution SAR and Optical Imagery for Improved Urban Land Cover Study and Classification.” International Journal of Image and Data Fusion 1 (1): 83–97.

Amarsaikhan, D., M. Ganzorig, P. Ache, and H. Blotevogel. 2007. “The Integrated Use of Optical and InSAR Data for Urban Land-Cover Mapping.” International Journal of Remote Sensing 28 (6): 1161–1171.

An, Li, and Daniel G. Brown. 2008. “Survival Analysis in Land Change Science: Integrating with GIScience to Address Temporal

Complexities.” Annals of the Association of American Geographers 98 (2): 323–44. doi:10.1080/00045600701879045.

An, Li, Daniel G. Brown, Joan I. Nassauer, and Bobbi Low. 2011. “Variations in Development of Exurban Residential Landscapes: Timing, Location, and Driving Forces.” Journal of Land Use Science 6 (1): 13–32. doi:10.1080/1747423X.2010.500686.

Ana Perez Hoyos, F. J. García-Haro. 2013. “Evaluación de Productos de Cubiertas Del Suelo En La Península Ibérica.” Revista de Teledetección 40: 22–40.

Anderson, James Richard. 1976. A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data. Vol. 964. US Government Printing Office.

Anderson, K., and G. Peters. 2016. “The Trouble with Negative Emissions.” Science 354 (6309): 182–83. doi:10.1126/science.aah4567.

Anderson, Linda M. 1981. “Land Use Designations Affect Perception of Scenic Beauty in Forest Landscapes.” Forest Science 27 (2): 392–400.

Andrén, Olof, and Thomas Kätterer. 1997. “ICBM: The Introductory Carbon Balance Model for Exploration of Soil Carbon Balances.” Ecological Applications 7 (4): 1226–1236.

Andrews, Timothy, Richard A. Betts, Ben B. B. Booth, Chris D. Jones, and Gareth S. Jones. 2016. “Effective Radiative Forcing from Historical Land Use Change.” Climate Dynamics, August, 1–17. doi:10.1007/s00382-016-3280-7.

Angles, Stéphane. 2014. Atlas Des Paysages de La Vigne et de L’olivier En France Méditerranéenne. Versailles, Quae.

Annoni, Paola, and Kornelia Kozovska. 2010. “EU Regional Competitiveness Index 2010.” JRC Scientific and Technical Reports, European Union Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Antoni, Jean-Philippe, and Samy Youssoufi. 2007. “Étalement urbain et consommation d’espace. Étude comparée de Besançon, Belfort et Montbéliard.” Revue Géographique de l’Est 47 (3).

Antoni, Véronique, Dominique Arrouays, Antonio Bispo, Michel Brossard, Christine Le Bas, Pierre Stengel, Estelle Villanneau, et al. 2011. L’état Des Sols de France. Groupement d’Intêret Scientifique sur les Sols..

Antoni, Véronique, Dominique Arrouays, Manuel Martin, and Etienne Mathias. 2009. “Carbon Stocks and Changes for Forest and Agricultural Land between 1991 and 2020, Linked with the French National GHG Inventory.” INRA & CITEPA.

Antrop, Marc. 1997. “Landscape Change: Plan or Chaos ?” IALE International Conference, Perspectives of Rural Landscapes in Europe, Prnu, Estonia 96, pp.5.

———. 2000. “Changing Patterns in the Urbanized Countryside of Western Europe.” Landscape Ecology 15 (3): 257–270.

———. 2005. “Why Landscapes of the Past Are Important for the Future.” Landscape and Urban Planning 70 (1–2): 21–34. doi:10.1016/j.landurbplan.2003.10.002.

———. 2008. “Landscapes at Risk: About Change in the European Landscapes.” In Evolution of Geographical Systems and Risk Processes in the Global Context, 57–79. Charles University in Prague. Faculty of Science.

Aplin, Paul. 2004. “Remote Sensing: Land Cover.” Progress in Physical Geography 28 (2): 283–293.

Arcaraz, Robert. 2014. “Note Technique Concernant La Rétropolation Des Séries TerUti / Teruti-Lucas.” Note interne NT-BSSEF-2014-178-TUL_series_longues. Toulouse: Service Statistique et Prospective du Ministère de l’Agriculture.

Arino, Olivier, Jose Julio Ramos Perez, Vasileios Kalogirou, Sophie Bontemps, Pierre Defourny, and Eric Van Bogaert. 2012. “Global Land Cover Map for 2009 (GlobCover 2009).” ESA & UCL.

Arnal, Clément, Lucette Laurens, and Christophe Soulard. 2013. “Les mutations paysagères engendrées par l’arrachage viticole, un vecteur de mobilisation des acteurs territoriaux dans l’Hérault.” Méditerranée n° 120 (1): 49–58.

Arnaud, J.D., A. Pflimlin, and A. Le Gall. 1993. “Evolution Des Surfaces En Légumineuses Fourragères En France.” Fourrages, no. 134: 145–54.

Arnberger, Erik. 1997. Thematische Kartographie. Braunschweig: Westermann.

Arnold, Chester L., and C. James Gibbons. 1996. “Impervious Surface Coverage: The Emergence of a Key Environmental Indicator.” Journal of the American Planning Association 62 (2): 243–58. doi:10.1080/01944369608975688.

Arnold, Stephan, Barbara Kosztra, Gebhard Banko, Geoff Smith, Gerard Hazeu, Michael Bock, and N. Valcarcel Sanz. 2013. “The EAGLE concept—A Vision of a Future European Land Monitoring Framework.” In Proceedings of the 33rd EARSeL Symposium “Towards Horizon. Vol. 2020. Citeseer.

Arnot, C., P. F. Fisher, R. Wadsworth, and J. Wellens. 2004. “Landscape Metrics with Ecotones: Pattern under Uncertainty.” Landscape Ecology 19 (2): 181–95. doi:10.1023/B:LAND.0000021723.24247.ee.

Arnould, Paul, Pierre Dérioz, and Micheline Hotyat. 1992. “Vers La Forêt Du Troisième Millénaire.” Mappemonde, no. 2.

Arnould, Paul, Pascal Marty, and Laurent Simon. 2009. “Deux Siècles D’aménagements Forestiers: Trois Situations Aux Marges Meridionales de La France.” Ería. Revista Cuatrimestral de Geografía., no. 58: 251–267.

Arrouays, D., J. Balesdent, Jean-Claude Germon, P.A. Jayet, J-F. Soussana, and P. Stengel. 2002. Contribution À La Lutte Contre L’effet de Serre : Stocker Du Carbone Dans Les Sols Agricoles de France ? INRA-Gis Sol. Rapport D’expertise.

Arrouays, D., Christian Feller, C. Jolivet, N. Saby, F. Andreux, Martial Bernoux, and C. Cerri. 2003. “Estimation de Stocks de Carbone Organique Des Sols À Différentes Échelles D’espace et de Temps.” Etude et Gestion Des Sols 10 (4): 347–355.

Arrouays, D., J. L. Kicin, Ph Pélissier, and Isabelle Vion. 1994. “Évolution Des Stocks de Carbone Des Sols Après Déforestation.” Etude et Gestion Des Sols. Association Francaise Pour l’Etude Du Sol 2: 29–38.

Arrouays, D., B. P. Marchant, N. P. A. Saby, J. Meersmans, T. G. Orton, M. P. Martin, P. H. Bellamy, R. M. Lark, and M. Kibblewhite. 2012. “Generic Issues on Broad-Scale Soil Monitoring Schemes: A Review.” Pedosphere 22 (4): 456–469.

Arrouays, Dominique. 2016. “Séquestration de Carbone Dans Le Sol : Les Enjeux Du ‘4/1000.’” presented at the le Sol Acteur clé de territoires et du climat. Colloque organisé par l’Ademe, Paris.

Arrouays, Dominique, and Philippe Pelissier. 1994. “Changes in Carbon Storage in Temperate Humic Loamy Soils after Forest Clearing and Continuous Corn Cropping in France.” Plant and Soil 160 (2): 215–23. doi:10.1007/BF00010147.

Arrouays, Dominique, Nicolas PA Saby, Jean Thioulouse, Claudy Jolivet, Line Boulonne, and Céline Ratié. 2011. “Large Trends in French Topsoil Characteristics Are Revealed by Spatially Constrained Multivariate Analysis.” Geoderma 161 (3): 107–114.

Aschan-Leygonie, Christina. 2000. “Vers Une Analyse de La Resilience Des Systèmes Spatiaux.” Espace Géographique 29 (1): 64–77. doi:10.3406/spgeo.2000.1968.

Asner, Gregory P., Ruth S. Defries, and Richard Houghton. 2013. “Typological Responses of Ecosystems to Land Use Change.” In Ecosystems and Land Use Change, edited by Ruth S. Defries, Gregory P. Asner, and Richard A. Houghton, 337–344. American Geophysical Union.

Aspinall, R. 2002. “A Land-Cover Data Infrastructure for Measurement, Modeling, and Analysis of Lnad-Cover Change Dynamics.” Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 68 (10).

Atelier 15. 2005. “Atlas Des Paysages de l’Oise.” Direction départementale de l’équipement de l’Oise.

Attard, Eléonore. 2008. “Etude de La Réponse Des Communautés Bactériennes Du Sol Aux Changements Des Modes de Gestion Dans Les Agrosystèmes.”

AUAT. 2008. “La Mesure de L’artificialisation Des Sols Pour Un Suivi de L’étalement Urbain.” Perspectives Villes, July.

Auda, Yves, Jean-François Dejoux, Danielle Ducrot, Pierrette Gouaux, Olivier Hagolle, Michel Lepage, Christophe Suere, and Gérard Dedieu. 2009. “Utilisation d’un SIG nomade couplé à un GPS pour cartographier les paysages du Sud-Ouest toulousain.” Revue XYZ, no. 118(February): 47–50.

Austin, M. P. 1980. “An Exploratory Analysis of Grassland Dynamics: An Example of a Lawn Succession.” Vegetatio 43 (1–2): 87–94.

Aydinoglu, Arif Cagdas, Tahsin Yomralioglu, Halil Ibrahim Inan, and Faik Ahmet Sesli. 2010. “Managing Land Use/cover Data Harmonized to Support Land Administration and Environmental Applications in Turkey.” Scientific Research and Essays 5 (3): 275–284.

Badariotti, Dominique. 2005. “Des Fractales Pour L’urbanisme?: Quelques Pistes de Réflexion À Partir de L’exemple de Strasbourg-Kehl.” Cahiers de Géographie Du Québec 49 (137): 133. doi:10.7202/012297ar.

Bae, Jeehwan, and Youngryel Ryu. 2015. “Land Use and Land Cover Changes Explain Spatial and Temporal Variations of the Soil Organic Carbon Stocks in a Constructed Urban Park.” Landscape and Urban Planning 136 (April): 57–67. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.11.015.

Baessler, Cornelia, and Stefan Klotz. 2006. “Effects of Changes in Agricultural Land-Use on Landscape Structure and Arable Weed Vegetation over the Last 50 Years.” Agriculture, Ecosystems & Environment 115 (1–4): 43–50. doi:10.1016/j.agee.2005.12.007.

Bai, Ling. 2010. “Comparison and Validation of Five Land Cover Products over the African Continent.” Lunds Universitets Naturgeografiska Institution-Seminarieuppsatser.

Baker, D. F., Rachel M. Law, K. R. Gurney, Peter Rayner, P. Peylin, A. S. Denning, P. Bousquet, et al. 2006. “TransCom 3 Inversion Intercomparison: Impact of Transport Model Errors on the Interannual Variability of Regional CO2 Fluxes, 1988–2003.” Global Biogeochemical Cycles 20 (1).

Baker, William L. 1989. “A Review of Models of Landscape Change.” Landscape Ecology 2 (2): 111–33. doi:10.1007/BF00137155.

Bakker, M. M., and A. Veldkamp. 2008. “Modelling Land Change: The Issue of Use and Cover in Wide-Scale Applications.” Journal of Land Use Science 3 (4): 203–213.

Bala, G., K. Caldeira, M. Wickett, T. J. Phillips, D. B. Lobell, C. Delire, and A. Mirin. 2007. “Combined Climate and Carbon-Cycle Effects of Large-Scale Deforestation.” Proceedings of the National Academy of Sciences 104 (16): 6550–55. doi:10.1073/pnas.0608998104.

Balesdent, J., E. Besnard, D. Arrouays, and C. Chenu. 1998. “The Dynamics of Carbon in Particle-Size Fractions of Soil in a Forest-Cultivation Sequence.” Plant and Soil 201 (1): 49–57. doi:10.1023/A:1004337314970.

Balestrat, Maud. 2008. “Etat Des Lieux Des Méthodes Spatiales de Suivi Des Changements D’occupation et D’utilisation Des Sols.” Synthèse bibliographique. Montpellier: CEMAGREF et UMR TETIS.

Balkhausen, Oliver, Martin Banse, and Harald Grethe. 2008. “Modelling CAP Decoupling in the EU: A Comparison of Selected Simulation Models and Results.” Journal of Agricultural Economics 59 (1): 57–71. doi:10.1111/j.1477-9552.2007.00135.x.

Ballantyne, A. P., C. B. Alden, J. B. Miller, P. P. Tans, and J. W. C. White. 2012. “Increase in Observed Net Carbon Dioxide Uptake by Land and Oceans during the Past 50 Years.” Nature 488 (7409): 70–72. doi:10.1038/nature11299.

Balny, Philippe, Olivier Beth, and E. Verlhac. 2009. “Protéger Les Espaces Agricoles et Naturels Face À L’étalement Urbain.” Conseil Général de l’Agriculture, de l’Alimentation et Des Espaces Ruraux, Conseil Général de l’Environnement et Du Développement Durable (CGAAER) N 1716: 5089–2.

Balzter, Heiko, Beth Cole, Christian Thiel, and Christiane Schmullius. 2015. “Mapping CORINE Land Cover from Sentinel-1A SAR and SRTM Digital Elevation Model Data Using Random Forests.” Remote Sensing 7 (11): 14876–98. doi:10.3390/rs71114876.

Baral, Anil, and Gauri S. Guha. 2004. “Trees for Carbon Sequestration or Fossil Fuel Substitution: The Issue of Cost vs. Carbon Benefit.” Biomass and Bioenergy 27 (1): 41–55.

Barnes, Christopher A., David P. Roy, and Thomas R. Loveland. 2013. “Projected Surface Radiative Forcing due to 2000–2050 Land-Cover Land-Use Albedo Change over the Eastern United States.” Journal of Land Use Science 8 (4): 369–82. doi:10.1080/1747423X.2012.667453.

Barr, Stuart, and Michael Barnsley. 2000. “Reducing Structural Clutter in Land Cover Classifications of High Spatial Resolution Remotely-Sensed Images for Urban Land Use Mapping.” Computers & Geosciences 26 (4): 433–49. doi:10.1016/S0098-3004(99)00123-5.

Barragán, Juan Morillo, and Ana M. Espejo Gutiérrez de Tena. 2008. “Determinación de La Superficie Ocupada Por Las Áreas Adehesadas En Extremadura.” Informe 2007 de La Agricultura Y Ganaderia Extremeña, Caja de ahorros de Badajoz, , 261–76.

Barranco, Ricardo Ribeiro, Filipe Batista E. Silva, Mario Marin Herrera, and Carlo Lavalle. 2014. “Integrating the MOLAND and the Urban Atlas Geo-Databases to Analyze Urban Growth in European Cities.” Journal of Map & Geography Libraries 10 (3): 305–328.

Barraqué, Gabrielle, and Nicolas Berghmans. 2009. “L’agriculture Européenne En 2020: Défis a Long Terme, Nouvelles Politiques Publiques et Privées.” In . Paris: Science Po.

Bartalev, S. A., A. S. Belward, D. V. Erchov, and A. S. Isaev. 2003. “A New SPOT4-VEGETATION Derived Land Cover Map of Northern Eurasia.” International Journal of Remote Sensing 24 (9): 1977–1982.

Barthe, LAURENCE, and JOHAN Milian. 2011. “Les TIC et La Prospective Sur Les Espaces Ruraux. Retour Sur Le Programme Territoires 2040.” Networks and Communication Studies 25 (3–4): 291–314.

Bartholomé, E., and A. S. Belward. 2005. “GLC2000: A New Approach to Global Land Cover Mapping from Earth Observation Data.” International Journal of Remote Sensing 26 (9): 1959–1977.

Bartout, Pascal. 2006. “Pour Un Référentiel Des Zones Humides Intérieures En Milieu Tempéré: L’exemple Des Étangs En Limousin (France).” Limoges.

Başkent, Emin Zeki, and Ali Ihsan Kadioğullari. 2007. “Spatial and Temporal Dynamics of Land Use Pattern in Turkey: A Case Study in İnegöl.” Landscape and Urban Planning 81 (4): 316–27. doi:10.1016/j.landurbplan.2007.01.007.

Bastian, Olaf, and Matthias Röder. 1998. “Assessment of Landscape Change by Land Evaluation of Past and Present Situation.” Landscape and Urban Planning 41 (3): 171–182.

Bastin, L. 1997. “Comparison of Fuzzy c-Means Classification, Linear Mixture Modelling and MLC Probabilities as Tools for Unmixing Coarse Pixels.” International Journal of Remote Sensing 18 (17): 3629–3648.

Bateman, Ian J., Amii R. Harwood, Georgina M. Mace, Robert T. Watson, David J. Abson, Barnaby Andrews, Amy Binner, et al. 2013. “Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom.” Science 341 (6141): 45–50. doi:10.1126/science.1234379.

Batista e Silva, Filipe, Carlo Lavalle, and Eric Koomen. 2013. “A Procedure to Obtain a Refined European Land Use/cover Map.” Journal of Land Use Science 8 (3): 255–83. doi:10.1080/1747423X.2012.667450.

Batty, Michael, and Paul M. Torrens. 2005. “Modelling and Prediction in a Complex World.” Futures 37 (7): 745–766.

Baudry, J., and F. Burel. 1999. “Ecologie Du Paysage.” Concepts, Méthodes et Applications. TEC & DOC, Paris, 359.

Baudry, Jacques. 1985. “Utilisation Des Concepts de‘ Landscape Ecology’ pour L’analyse de L’espace Rural: Utilisation Des Sols et Bocages.”

Bauer, Gérard, and Jean-Michel Roux. 1976. La Rurbanisation Ou La Ville Éparpillée. Paris: éditions du Seuil.

Bauer, Marvin E., Nathan J. Heinert, Jean K. Doyle, and Fei Yuan. 2004. “Impervious Surface Mapping and Change Monitoring Using Landsat Remote Sensing.” In ASPRS Annual Conference Proceedings. Vol. 10. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing Bethesda, MD.

Bayle, Christophe. 2011. “Les Lisières, Territoires D’innovation Pour Le Grand Paris.” Métropolitiques.

Bazin, Marcel, Frédéric Piantoni, and Waltraud Koerner. 2006. “Programme Dynagri. Organisation Spatiale Des Systemes Agraires Dans Le Bassin Versant de La Vesle : Dynamiques Des Structures et Des Pratiques Agricoles.”

Bazire, Pierre. 1984. “L’Inventaire Forestier National Français.” Revue Forestière Française, 1984, S, Fascicule thématique“ Dialogue Forestier Par Dessus Le Rhin.”.

Beauvais, Jean-Marie, Nadine Polombo, and Gaël Callonnec. 2012. “Modéliser L’étalement Urbain: L’impact Du Coût Immobilier.” Etudes Foncières, no. 157: 40–45.

Beck, C., and Yves Luginbühl. 2002. “Les Acteurs: Rôle Du Politique et de l’Etat, Indentification Des Acteurs Qui Disent La Crise, Les Groupes Sociaux et Leurs Représentations.” In Laboratoire Dynamiques Sociales et Recompositions Des Espaces (Ladyss). Vol. Séance de synthèse.

Becquerel, Antoine-César. 1865. Mémoire Sur Les Forêts et Leur Influence Climatérique. typ. de Firmin Didot frères, fils et Cie.

Becquerel M. 1865. Mémoire sur les forêts et leur influence climatérique.

Beer, Christian. 2008. “Soil Science: The Arctic Carbon Count.” Nature Geoscience 1 (9): 569–70. doi:10.1038/ngeo292.

Beesley, Luke. 2012. “Carbon Storage and Fluxes in Existing and Newly Created Urban Soils.” Journal of Environmental Management 104: 158–165.

Béguin, Michèle. 1975. “Représentation Cartographique de L’utilisation Agricole Du Sol : Problème de Méthode, Problème D’échelle.” Thèse de doctorat, 3e cycle, Paris: Université Paris VII.

Bell, Earl J. 1974. “Markov Analysis of Land Use Change—an Application of Stochastic Processes to Remotely Sensed Data.” Socio-Economic Planning Sciences 8 (6): 311–316.

Bell, Kathleen P., Kevin J. Boyle, and Jonathan Rubin. 2006. “Theoretical Background.” In Economics of Rural Land-Use Change. Ashgate Publishing, Ltd.

Bell, M. J., F. Worrall, Pete Smith, Anne Bhogal, Helaina Black, Allan Lilly, Declan Barraclough, and Graham Merrington. 2011. “UK Land-Use Change and Its Impact on SOC: 1925–2007.” Global Biogeochemical Cycles 25 (4): GB4015. doi:10.1029/2010GB003881.

Bellamy, Pat H., Peter J. Loveland, R. Ian Bradley, R. Murray Lark, and Guy J. D. Kirk. 2005. “Carbon Losses from All Soils across England and Wales 1978–2003.” Nature 437 (7056): 245–48. doi:10.1038/nature04038.

Bellassen, Valentin, and Sebastiaan Luyssaert. 2014. “Carbon Sequestration: Managing Forests in Uncertain Times.” Nature 506 (7487): 153–55. doi:10.1038/506153a.

Bellefontaine, Ronald, Sandrine Petit, Michelle Pain-Orcet, Philippe Deleporte, and Jean-Guy Bertault. 2001. “Les Arbres Hors Forêt. Vers Une Meilleure Prise En Compte.” Cahier FAO Conservation 35: 231.

Belward, Alan S. 1996. The IGBP-DIS Global 1 Km Land Cover Data Set “DISCover”: Proposal and Implementation Plans: Report of the Land Recover Working Group of IGBP-DIS. IGBP-DIS.

Belward, Alan S., John E. Estes, and Karen D. Kline. 1999. “The IGBP-DIS Global 1-Km Land-Cover Data Set DISCover: A Project Overview.” Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 65 (9): 1013–1020.

Bender, Oliver, Hans Juergen Boehmer, Doreen Jens, and Kim P. Schumacher. 2005. “Analysis of Land-Use Change in a Sector of Upper Franconia (Bavaria, Germany) since 1850 Using Land Register Records.” Landscape Ecology 20 (2): 149–63. doi:10.1007/s10980-003-1506-7.

Benedetti, Roberto, Federica Piersimoni, and Paolo Postiglione. 2014. “Spatially Balanced Samples for Land Use/land Cover Surveys.” In . CUEC Cooperativa Universitaria Editrice Cagliaritana.

Benndorf, R., S. Federici, C. Forner, N. Pena, E. Rametsteiner, M.J. Sanz, and Z. Somogyi. 2007. “Including Land Use, Land-Use Change, and Forestry in Future Climate Change, Agreements: Thinking Outside the Box.” Environmental Science & Policy 10 (4): 283–94. doi:10.1016/j.envsci.2006.10.011.

Bennett, Brandon. 2001. “What Is a Forest? On the Vagueness of Certain Geographic Concepts.” Topoi 20 (2): 189–201.

Benoit, Marc, and Céline Claude. 2010. “Approche Méthodologique de L’organisation Des Assolements Afin de Préserver La Qualité Des Eaux Souterraines.” Revue Géographique de l’Est 42 (3).

Benoît, Marc, Françoise Le Ber, and Jean-François Mari. 2001. “Recherche Des Successions de Cultures et de Leurs Évolutions : Analyse Par HMM Des Données Ter-Uti En Lorraine.” Agreste Vision - La Statistique Agricole 31: 23–30.

Benton, Tim G., Juliet A. Vickery, and Jeremy D. Wilson. 2003. “Farmland Biodiversity: Is Habitat Heterogeneity the Key?” Trends in Ecology & Evolution 18 (4): 182–88. doi:10.1016/S0169-5347(03)00011-9.

Benz, Ursula C., Peter Hofmann, Gregor Willhauck, Iris Lingenfelder, and Markus Heynen. 2004. “Multi-Resolution, Object-Oriented Fuzzy Analysis of Remote Sensing Data for GIS-Ready Information.” ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 58 (3): 239–258.

Ber, Florence Le, and Amedeo Napoli. 2002. “The Design of an Object-Based System for Representing and Classifying Spatial Structures and Relations.” Journal of Universal Computer Science 8 (8): 751–73.

Berger, Martine, Jean-Pierre Frust, Françoise Plet, and Marie-Claire Robic. 1980. “Rurbanisation et analyse des espaces ruraux péri-urbains.” Espace géographique 9 (4): 303–13. doi:10.3406/spgeo.1980.3582.

Berger, Martine, Chantal Gillette, and Marie-Claire Robic. 1997. “L’étude Des Espaces Ruraux En France À Travers Trois Quarts de Siècle de Recherche Géographique. L’exemple Des Thèses de Doctorat d’État.” Strates. Matériaux Pour La Recherche En Sciences Sociales, no. 9.

Berlan-Darqué, Martine, Yves Luginbühl, and Daniel Terrasson. 2007. Paysages: de la connaissance à l’action. Editions Quae.

Bermond, Michaël. 2006. “1970-2000 : trente ans d’évolution des systèmes de production agricole dans l’Ouest français. Une approche à partir des OTEX,” 247–62.

Bernoux, MARTIAL, Claire Chenu, Eric Blanchart, Thomas Eglin, Antonio Bispo, Marion Bardy, and Dominique King. 2011. “Le Programme GESSOL 2: Impact Des Pratiques Agricoles Sur Les Matières Organiques et Les Fonctions Des Sols.” Étud. Gestion Sols 18 (3): 137–145.

Berque, Augustin. 2008. La Pensée Paysagère. Archibooks Paris. Bertin, M. 2001. “The Lucas 2001 Community Pilot Survey: Europe Invests in Statistics about Land.” Agreste Cahiers (France).

Bertolo, Lídia S., Guilherme T.N.P. Lima, and Rozely F. Santos. 2012. “Identifying Change Trajectories and Evolutive Phases on Coastal Landscapes. Case Study: São Sebastião Island, Brazil.” Landscape and Urban Planning 106 (1): 115–23. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.02.009.

Bertrand, Claude, and Georges Bertrand. 2002. Une géographie traversière: l’environnement à travers territoires et temporalités. Editions Quae.

Bertrand, Georges. 1978. “Le Paysage Entre La Nature et La Société.” Revue Géographique Des Pyrénées et Du Sud-Ouest 49 (2): 239–258.

Bertrand, GEORGES. 2002. “La Discordance Des Temps.” In Annales Littéraires de l’Université de Franche-Comté, 730:15–26. Besançon: Dialogues d’histoire ancienne.

Bessières, François, Véronique Palacio-Rabaud, and Paul Delduc. 1998. “Les Terres Agricoles Les Moins Fertiles Se Boisent.” AGRESTE - Les Cahiers, June.

Bian, Ling, and Stephen J. Walsh. 2002. “Characterizing and Modeling Landscape Dynamics: An Introduction.” Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 68 (10): 999–1000.

Binard, Marc, and Jean-Paul Donnay. 2000. “Les Spatiocartes D’occupation Du Sol.” Bulletin de La Société Géographique de Liège 38 (2000/1).

Bird, A. C., J. C. Taylor, and T. R. Brewer. 2000. “Mapping National Park Landscape from Ground, Air and Space.” International Journal of Remote Sensing 21 (13–14): 2719–36. doi:10.1080/01431160050110250.

Bisault, L. 2008. “Moins Imbriquées, Cultures et Prairies Reculent Devant L’artificialisation : Les Paysages Agricoles Se Redessinent.” Agreste Primeur 217: 4p.

———. 2009. “La Maison Individuelle Grignote Les Espaces Naturels.” Agreste Primeur 219 (4).

Bivcík, Ivan, Leovs Jelevcek, and Vít Stvepánek. 2001. “Land-Use Changes and Their Social Driving Forces in Czechia in the 19th and 20th Centuries.” Land Use Policy 18 (1): 65–73.

Blanchard, S. D., R. G. Pontius Jr, and K. M. Urban. 2015. “Implications of Using 2 M versus 30 M Spatial Resolution Data for

Suburban Residential Land Change Modeling." Journal of Environmental Informatics 25 (1).

Blaschke, T. 2010. "Object Based Image Analysis for Remote Sensing." ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 65 (1): 2–16. doi:10.1016/j.isprsjprs.2009.06.004.

Blaschke, Thomas, Stefan Lang, Eric Lorup, Josef Strobl, and Peter Zeil. 2000. "Object-Oriented Image Processing in an Integrated GIS/remote Sensing Environment and Perspectives for Environmental Applications." Environmental Information for Planning, Politics and the Public 2: 555–570.

Bloch, Marc Léopold Benjamin. 1949. "Apologie Pour L'histoire, Ou, Métier D'historien.".

Blujdea, Viorel, David Neil Bird, and Carmenza Robledo. 2010. "Consistency and Comparability of Estimation and Accounting of Removal by Sinks in Afforestation/reforestation Activities." Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 15 (1): 1–18.

Bock, Michael, Panteleimon Xofis, Jonathan Mitchley, Godela Rossner, and Michael Wissen. 2005. "Object-Oriented Methods for Habitat Mapping at Multiple scales–Case Studies from Northern Germany and Wye Downs, UK." Journal for Nature Conservation 13 (2): 75–89.

Bogaert, Jan, Yao Sabas S. Barima, Jian Ji, Hong Jiang, Issouf Bamba, Léon Iyongo Waya Mongo, Adi Mama, Edgar Nyssen, Farid Dahdouh-Guebas, and Nico Koedam. 2011. "A Methodological Framework to Quantify Anthropogenic Effects on Landscape Patterns." In Landscape Ecology in Asian Cultures, edited by Sun-Kee Hong, Jae-Eun Kim, Jianguo Wu, and Nobukazu Nakagoshi, 141–67. Ecological Research Monographs. Springer Japan.

Boinon, Jean-Pierre. 2011. "Les Politiques Foncières Agricoles En France Depuis 1945." Economie et Statistique 444 (1): 19–37.

Bolin, Bert. 2008. A History of the Science and Politics of Climate Change: The Role of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1 edition. Cambridge: Cambridge University Press.

Bond-Lamberty, Ben, Harvey Bolton, Sarah Fansler, Alejandro Heredia-Langner, Chongxuan Liu, Lee Ann McCue, Jeffrey Smith, and Vanessa Bailey. 2016. "Soil Respiration and Bacterial Structure and Function after 17 Years of a Reciprocal Soil Transplant Experiment." PLOS ONE 11 (3): e0150599. doi:10.1371/journal.pone.0150599.

Bonnamour, Jacqueline. 1973. Géographie Rurale: Méthodes et Perspectives. Masson.

Bonneuil, Christophe, Fressoz, Jean-Baptiste. 2013. L'événement anthropocène la Terre, l'histoire et nous. Paris: Editions du Seuil.

Bonny, Sylvie. 1997. "Quelles Perspectives D'évolution Pour L'agriculture Française Face Aux Mutations En Cours ?" Norois 173 (1): 121–40. doi:10.3406/noroi.1997.6776.

Bonte, Jean-Baptiste. 2010. "La Rotation Des Cultures Dans Les Systèmes Céréaliers Biologiques : Peut-on Combiner Performances Économiques, Agronomiques et Environnementales ?" Mémoire de fin d'études, Lille: Institut Supérieur d'Agriculture.

Bontemps, Sophie, Olivier Arino, Patrice Bicheron, ChristelleCarsten Brockmann, Marc Leroy, Christelle Vancutsem, and Pierre Defourny. 2012. "Operational Service Demonstration for Global Land-Cover Mapping." In Remote Sensing of Land Use and Land Cover, 243–64. Remote Sensing Applications Series. CRC Press.

Bontemps, Sophie, Pierre Defourny, Eric V. Bogaert, Olivier Arino, Vasileios Kalogirou, and Jose R. Perez. 2011. "GLOBCOVER 2009-Products Description and Validation Report.".

Bontron, J.-C., C. Gillette, N. Mathieu, J.-P. Peyón, F. Plet, and M. C. Robic. 1983. "Eléments de Réflexion Sur L'aménagement et L'espace Rural En France." Geographia Polonica, no. 46: 193–216.

Boots, Barry, and Ferko Csillag. 2006. "Categorical Maps, Comparisons, and Confidence." Journal of Geographical Systems 8 (2): 109–18. doi:10.1007/s10109-006-0018-9.

Boquet, Yves. 2004. "Do Not Californize Oregon! La Los Angelization: Perceptions et Réalités D'un Mode' californien' d'étalement Urbain Aux Etats-Unis." La Californie, Périphérie Ou Laboratoire?, 69–79.

Bord, Jean-Paul, and Eric Blin. 1993. Initiation géo-graphique, ou comment visualiser son information. 2e éd. remaniée augmentée. Paris: CDU SEDES.

Bordin, Patricia. 2006. Méthode D'observation Multi-Niveaux Pour Le Suivi de Phénomènes Géographiques Avec Un SIG. Université de Marne-la-Vallée.

———. 2011. "Vers Une Base de Données D'occupation Des Sols À Grande Échelle." XYZ, September.

Borucke, Michael, David Moore, Gemma Cranston, Kyle Gracey, Katsunori Iha, Joy Larson, Elias Lazarus, Juan Carlos Morales, Mathis Wackernagel, and Alessandro Galli. 2013. "Accounting for Demand and Supply of the Biosphere's Regenerative Capacity: The National Footprint Accounts' Underlying Methodology and Framework." Ecological Indicators 24: 518–533.

Bot, Jean-Michel Le. 2012. "Contribution à l'histoire d'un lieu commun : l'attribution à Chateaubriand de la phrase « les forêts précèdent les peuples, les déserts les suivent »." Socio-logos. Revue de l'association française de sociologie, no. 7(March).

Böttcher, Hannes, and Jakob Graichen. 2015. Impacts on the EU 2030 Climate Target of Including LULUCF in the Climate and Energy Policy Framework. Öko-Institut

Böttcher, Hannes, Werner A. Kurz, and Annette Freibauer. 2008. "Accounting of Forest Carbon Sinks and Sources under a Future Climate Protocol—factoring out Past Disturbance and Management Effects on Age–class Structure." Environmental Science & Policy 11 (8): 669–86. doi:10.1016/j.envsci.2008.08.005.

Boucher, Doug, and Kalifi Ferretti-Gallon. 2015. "Halfway There? What the Land Sector Can Contribute to Closing the Emissions Gap." Union of Concerned Scientists.

Boucher, R. 1995. "Ces Haies Qui Modèlent Le Paysage." AGRESTE - Les Cahiers.

Bouchereau, J.-M. 1997. "Répercussions de L'exploitation Forestière et Des Modifications Dans Les Modes D'occupation Des Sols Sur Les Émissions de Gaz À Effet de Serre En France. Estimation Comparative de 1990 À 1995." Rapport final 346d. Paris: Citepa.

Boucheron, Patrick. 2005. "« Tournez les yeux pour admirer, vous qui exercez le pouvoir, celle qui est peinte ici »." Annales. Histoire, Sciences Sociales 60e année (6): 1137–99.

Boudon, Françoise, Florent Maire, and François-Pierre Tourneux. 2015. "Occupation des sols en Franche-Comté. Un modèle pour améliorer notre connaissance du territoire," February.

Bouma, Johannes, G. Varallyay, and N. H. Batjes. 1998. "Principal Land Use Changes Anticipated in Europe." Agriculture, Ecosystems & Environment 67 (2): 103–119.

Bourbeillon, Julie, Laëtitia Piel, Ramla El Ayeb, Damien Rousselière, and Thomas Guyet. 2013. "Construction Semi-Automatique D'une Ontologie de La Perception Des Paysages." In Conférence Ingénierie Des Connaissances 2013, 1–10.

Bourbeillon, Julie, Damien Rousselière, and Julien Salanié. 2013. "Comment Peut-on Isoler La Subjectivité de L'auteur Dans Une Analyse Des Données Textuelles ? Etude de La Variabilité Du Vocabulaire Dans Les Atlas Français Des Paysages.".

Bourdon, Etienne. 2009. "Découvrir le monde par les images dans la Cosmographie universelle de François de Belleforest (1575).".

Bourget, Bernard. 2011. Les défis de l'Europe verte : essai sur la politique agricole commune. Paris: Editions L'Harmattan.

Bourne, L. S. 1976. "Monitoring Change and Evaluating the Impact of Planning Policy on Urban Structure: A Markov Chain Experiment." Plan Canada 16 (1): 5–14.

———. 1978. "On the Complexity of Urban Land Use Change: Or, What Theoretical Models Leave in the Dust." Papers in Regional Science 41 (1): 75–100. doi:10.1111/j.1435-5597.1978.tb01039.x.

Bousquet, Aurélie. 2012. "Nos bases de données nous permettent-elles d'évaluer les changements d'occupation du sol ?" In ..

———. 2013. "Pour une meilleure prise en compte des résolutions des bases de données d'occupation du sol.".

Boutet, Didier, and Marc-André Philippe. 2003. "La Petite Propriété Forestière Privée Dans La France Contemporaine." Etudes Rurales, no. 1: 197–208.

Bowker, Geoffrey C. 2005. Memory Practices in the Sciences. Mit Press Cambridge, MA.

Boyd, William. 2010. "Ways of Seeing in Environmental Law: How Deforestation Became an Object of Climate Governance." Ecology Law Quarterly 37 (843).

Boyer, Jean-Claude. 2009. La France les 26 régions. Paris: A. Colin.

Bradley, Bethany A. 2009. “Accuracy Assessment of Mixed Land Cover Using a GIS-Designed Sampling Scheme.” International Journal of Remote Sensing 30 (13): 3515–3529.

Braimoh, Ademola K., and Takashi Onishi. 2007. “Spatial Determinants of Urban Land Use Change in Lagos, Nigeria.” Land Use Policy 24 (2): 502–15. doi:10.1016/j.landusepol.2006.09.001.

Brandt, J., J. Primdahl, and Anette Reenberg. 1999. “Rural Land-Use and Landscape Dynamics Forces - Analysis of Driving Forces in Space and Time.” In Land-Use Changes and Their Environmental Impact in Rural Areas in Europe, edited by R. Krönert, Jacques Baudry, I.R. Wowler, and Anette Reenberg, 22. Paris: UNESCO.

Brandt J., Primdahl J., and Reenberg A. 1999. “Rural Land-Use and Dynamic Forces – Analysis of ‘driving Forces’ in Space and Time.” In Land-Use Changes and Their Environmental Impact in Rural Areas in Europe, by Krönert R., Baudry J., Bowler I.R., and Reenberg A., 81–102. Paris: UNESCO.

Braudel, Fernand. 1966. La Méditerranée et Le Monde Méditeranéen À L’époque de Philippe II. Vol. 1. A. Colin.

Braun-Blanquet, J., and R. Nègre. 1952. “Les Groupements Végétaux de La France Méditerranéenne.” CNRS, Montpellier.

Brédif, Hervé. 2008. “Référentiels de Durabilité Forestière: L’universalité En Question.” Natures Sciences Sociétés 16 (3): 209–219.

Bretagnolle, Anne, Fabien Paulus, and Denise Pumain. 2002. “Time and Space Scales for Measuring Urban Growth.” Cybergeo : European Journal of Geography, July. doi:10.4000/cybergeo.3790.

Bretagnolle, Anne, and Denise Pumain. 2010. “Simulating Urban Networks through Multiscalar Space-Time Dynamics: Europe and the United States, 17th-20th Centuries.” Urban Studies 47 (13): 2819–2839.

Briassoulis, Helen. 2000. “Analysis of Land Use Change: Theoretical and Modeling Approaches.”.

———. 2001. “Policy-Oriented Integrated Analysis of Land-Use Change: An Analysis of Data Needs.” Environmental Management 27 (1): 1–11. doi:10.1007/s002670010129.

Brossard, Thierry, Daniel Joly, and Pascal Pierret. 1993. “Déprise Agricole et Fermeture Des Paysages.” Mappemonde 3 (1993): 17–21.

Brouwer, Roy, Ian H. Langford, Ian J. Bateman, and R. Kerry Turner. 2001. “A Meta-Analysis of Wetland Contingent Valuation Studies.” In Economics of Coastal and Water Resources: Valuing Environmental Functions, 305–322. Springer.

Brovkin, V., L. Boysen, V. K. Arora, J. P. Boisier, P. Cadule, L. Chini, M. Claussen, et al. 2013. “Effect of Anthropogenic Land-Use and Land-Cover Changes on Climate and Land Carbon Storage in CMIP5 Projections for the Twenty-First Century.” Journal of Climate 26 (18): 6859–81. doi:10.1175/JCLI-D-12-00623.1.

Brown, Daniel G., Richard Aspinall, and David A. Bennett. 2006. “Landscape Models and Explanation in Landscape ecology—A Space for Generative Landscape Science?” The Professional Geographer 58 (4): 369–382.

Brown, Daniel G., and Jiunn-Der Duh. 2004. “Spatial Simulation for Translating from Land Use to Land Cover.” International Journal of Geographical Information Science 18 (1): 35–60. doi:10.1080/13658810310001620906.

Brown, Daniel G., Pierre Goovaerts, and Amy C. Burnicki. 2002. “Stochastic Simulation of Land-Cover Change Using Geostatistics and Generalized Additive Models.” Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 68 (10): 1051–1061.

Brown, Daniel G., Kenneth M. Johnson, Thomas R. Loveland, and David M. Theobald. 2005. “Rural Land-Use Trends in the Conterminous United States, 1950-2000.” Ecological Applications 15 (6): 1851–1863.

Brown, Daniel G, and Nationales Komitee für Global-Change-Forschung. 2009. Tough Choices Land Use under a Changing Climate ; Report on the German-US Conference Berlin, October 2nd and 3rd 2008 and Opportunities for Joint German-US Research Activities in the Field of Land Use and on Global Change. Kiel: NKGCF c/o Kiel Inst. for World Economy.

Brown, Daniel G., Scott Page, Rick Riolo, Moira Zellner, and William Rand. 2005. “Path Dependence and the Validation of Agent-Based Spatial Models of Land Use.” International Journal of Geographical Information Science 19 (2): 153–174.

Brown, Daniel G., Robert Walker, Steven Manson, and Karen Seto. 2004. “Modeling Land Use and Land Cover Change.” In Land Change Science, 395–409. Springer.

Brown, Lisa Gottesfeld. 1992. “A Survey of Image Registration Techniques.” ACM Computing Surveys (CSUR) 24 (4): 325–376.

Bruin, S. de. 2000. “Predicting the Areal Extent of Land-Cover Types Using Classified Imagery and Geostatistics.” Remote Sensing of Environment 74 (3): 387–96. doi:10.1016/S0034-4257(00)00132-2.

Brunet, P. 1994. “Contribution au débat sur l’aménagement du territoire en France.” L’Espace géographique 23 (1): 45–60. doi:10.3406/spgeo.1994.3263.

Brunet, P., and MC Dionnet. 1963. “Carte Des Paysages Ruraux.” Atlas de R Amenagement Du Territoire. Fasclcule Agriculture, Planche II-2, Échelle 1 (2.500): 0.

Bruzzone, Lorenzo. 2013. “Current Scenario and Challenges in the Analysis of Multitemporal Remote Sensing Images.” Change 2 (3): 4.

Buller, Henry. 1991. “Le Processus de « Counter-Urbanisation » (Grande-Bretagne) et La « Péri-Urbanisation » (France) : Deux Modèles de Retour À La Campagne.” Économie Rurale 202 (1): 40–43. doi:10.3406/ecoru.1991.4183.

Bunce, R. G. H., C. J. Barr, R. T. Clarke, D. C. Howard, and A. M. J. Lane. 1996. “Land Classification for Strategic Ecological Survey.” Journal of Environmental Management 47 (1): 37–60. doi:10.1006/jema.1996.0034.

Burel, Fran\ccoise, and Jacques Baudry. 1990. “Structural Dynamic of a Hedgerow Network Landscape in Brittany France.” Landscape Ecology 4 (4): 197–210.

Bürgi, Matthias, Anna M. Hersperger, and Nina Schneeberger. 2004. “Driving Forces of Landscape Change—current and New Directions.” Landscape Ecology 19 (8): 857–868.

Bürgi, Matthias, and Emily WB Russell. 2001. “Integrative Methods to Study Landscape Changes.” Land Use Policy 18 (1): 9–16.

Burnham, Bruce O. 1973. “Markov Intertemporal Land Use Simulation Model.” Southern Journal of Agricultural Economics 5 (1): 253–258.

Burnicki, A. C. 2011. “Spatio-Temporal Errors in Land–cover Change Analysis: Implications for Accuracy Assessment.” International Journal of Remote Sensing 32 (22): 7487–7512. doi:10.1080/01431161.2010.524674.

Burnicki, Amy C., Daniel G. Brown, and Pierre Goovaerts. 2007. “Simulating Error Propagation in Land-Cover Change Analysis: The Implications of Temporal Dependence.” Computers, Environment and Urban Systems 31 (3): 282–302. doi:10.1016/j.compenvurbsys.2006.07.005.

———. 2010. “Propagating Error in Land-Cover-Change Analyses: Impact of Temporal Dependence under Increased Thematic Complexity.” International Journal of Geographical Information Science 24 (7): 1043–60. doi:10.1080/13658810903279008.

Butenuth, Matthias, Guido v Gösseln, Michael Tiedge, Christian Heipke, Udo Lipeck, and Monika Sester. 2007. “Integration of Heterogeneous Geospatial Data in a Federated Database.” ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 62 (5): 328–346.

Butman, David E., Henry F. Wilson, Rebecca T. Barnes, Marguerite A. Xenopoulos, and Peter A. Raymond. 2014. “Increased Mobilization of Aged Carbon to Rivers by Human Disturbance.” Nature Geoscience advance online publication (December). doi:10.1038/ngeo2322.

Büttner, George, Jan Feranec, Gabriel Jaffrain, Chris Steenmans, Adriana Gheorghe, and Vanda Lima. 2002. “Corine Land Cover Update 2000.” Technical Guidelines. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency.

Büttner, György, Jan Feranec, and Gabriel Jaffrain. 2004. “The CORINE Land Cover 2000 Project.” Article.

Cadène, Philippe. 1990. “L’usage Des Espaces Péri-Urbains: Une Géographie Régionale Des Conflits.” Etudes Rurales, 235–267.

Caetano, M., and F. Mata. 2006. “Accuracy Assessment of the Portuguese CORINE Land Cover Map. In: Marçal, A. (Ed.). Global Developments in Environmental Earth Observation from Space, Millpress, Rotterdam, The Netherlands,” 459–67.

Caillault, S., F. Mialhe, C. Vannier, S. Delmotte, C. Kêdowidé, F. Amblard, M. Etienne, N. Bécu, P. Gautreau, and T. Houet. 2013. “Influence of Incentive Networks on Landscape Changes: A Simple Agent-Based Simulation Approach.” Environmental Modelling & Software, Thematic Issue on Spatial Agent-Based Models for Socio-Ecological Systems, 45 (July): 64–73. doi:10.1016/j.envsoft.2012.11.003.

Calbérac, Yann, and Aurélie Delage. 2010. “Introduction. L’approche spatiale comme moyen de compréhension et d’action sur les sociétés.” Tracés. Revue de Sciences humaines, no. #10 (November): 121–34. doi:10.4000/traces.4751.

Calvet, J.-C., A.-L. Gibelin, J.-L. Roujean, E. Martin, P. Le Moigne, H. Douville, and J. Noilhan. 2008. “Past and Future Scenarios of the Effect of Carbon Dioxide on Plant Growth and Transpiration for Three Vegetation Types of Southwestern France.” Atmos. Chem. Phys. 8 (2): 397–406. doi:10.5194/acp-8-397-2008.

Calvet, Raoul, Claire Chenu, and Sabine Houot. 2015. Les Matières Organiques Des Sols. Éditions France Agricole.

Camacho, Carmen, and Agustín Pérez-Barahona. 2012. “Land Use Dynamics and the Environment.”.

Camacho, Olivier, Laurent Dobremez, and Alain Capillon. 2008. “Des Broussailles Dans Les Prairies Alpines: Organisation Spatiale de L’activité et Pratiques Des Éleveurs En Vallée d’Abondance (Haute-Savoie, France).” Revue de Géographie Alpine, no. 96–3(September): 77–88. doi:10.4000/rga.566.

Canadell, Josep G. 2002. “Land Use Effects on Terrestrial Carbon Sources and Sinks.” SCIENCE IN CHINA SERIES C LIFE SCIENCES-ENGLISH EDITION- 45 (SUPP): 1–9.

Canaveira, Paulo. 2016. “Challenges on the Transition to 2006 Guidelines and KP2.” In . Stresa, Italie.

Cantwell, Margot D., and Richard T. T. Forman. 1993. “Landscape Graphs: Ecological Modeling with Graph Theory to Detect Configurations Common to Diverse Landscapes.” Landscape Ecology 8 (4): 239–55. doi:10.1007/BF00125131.

Cao, Mingkui, and F. Ian Woodward. 1998. “Net Primary and Ecosystem Production and Carbon Stocks of Terrestrial Ecosystems and Their Responses to Climate Change.” Global Change Biology 4 (2): 185–198.

Caplat, Paul, Jacques Lepart, and Pascal Marty. 2006. “Landscape Patterns and Agriculture: Modelling the Long-Term Effects of Human Practices on Pinus Sylvestris Spatial Dynamics (Causse Mejean, France).” Landscape Ecology 21 (5): 657–670.

Carbon Sequestration Leadership Forum,. 2003. “Charte Du Carbon Sequestration Leadership Forum.”

Card, Don H. 1982. “Using Known Map Category Marginal Frequencies to Improve Estimates of Thematic Map Accuracy.”.

Carfagna, Elisabetta, and F. Javier Gallego. 2005. “Using Remote Sensing for Agricultural Statistics.” International Statistical Review 73 (3): 389–404. doi:10.1111/j.1751-5823.2005.tb00155.x.

Carfagna, Elisabetta, and Johnny Marzialetti. 2009. “Sequential Design in Quality Control and Validation of Land Cover Databases.” Applied Stochastic Models in Business and Industry 25 (2): 195–205. doi:10.1002/asmb.742.

Carignon, A. 1986. “Discours D’introduction.” presented at the Colloque Régions défavorisées, protection de l’environnement, Paris.

Carlotto, Mark J. 2009. “Effect of Errors in Ground Truth on Classification Accuracy.” International Journal of Remote Sensing 30 (18): 4831–49. doi:10.1080/01431160802672864.

Carlson, Toby N. 2004. “Analysis and Prediction of Surface Runoff in an Urbanizing Watershed Using Satellite Imagery.” Journal of the American Water Resources Association 40 (4): 1087–98.

Carolan, Rachael, and Dario A. Fornara. 2016. “Soil Carbon Cycling and Storage along a Chronosequence of Re-Seeded Grasslands: Do Soil Carbon Stocks Increase with Grassland Age?” Agriculture, Ecosystems & Environment 218 (February): 126–32. doi:10.1016/j.agee.2015.11.021.

Carrión-Flores, Carmen, and Elena G. Irwin. 2004. “Determinants of Residential Land-Use Conversion and Sprawl at the Rural-Urban Fringe.” American Journal of Agricultural Economics 86 (4): 889–904. doi:10.1111/j.0002-9092.2004.00641.x.

Cartan, Mireille, and Centre national de la recherche scientifique (France) Centre d’études phytosociologiques et écologiques L. Emberger (Montpellier). 1975. Analyse Quantitative D’indicateurs Cartographiques: Essai Critique Sur Les Relations Végétation-Milieu En Sologne. Centre National de la Recherche Scientifique.

Carvalho, A.X.Y., G. Câmara, M. Buurman, F.M. Ramos, A. Soterroni, and R. Souza. 2015. “An Algorithm to Harmonize Different Sources of Land Use Information: Building a New Land Use Map for Brazil.” Poster presented at the Our Common Future under Climate Change, Paris, July 7.

Casanova, Laure. 2010. “Les Dynamiques Du Foncier À Bâtir Comme Marqueurs Du Devenir Des Territoires de Provence Intérieure, Littorale et Préalpine : Éléments de Prospective Spatiale Pour L’action Territoriale.” Université d’Avignon.

Casanova, Laure, and Cécile Helle. 2013. “What Land Purchase Patterns Have to Say about the Future of Territories: Prospective Elements in Southeast France.” L’Espace Géographique (English Edition) 41 (2): 106–122.

Castilla, G., and G. J. Hay. 2007. “Uncertainties in Land Use Data.” Hydrology and Earth System Sciences 11: 1857–1868.

Cateau, Eugénie, Laurent Larrieu, Daniel Vallauri, Jean-Marie Savoie, Julien Touroult, and Hervé Brustel. 2015. “Ancienneté et Maturité: Deux Qualités Complémentaires D’un Écosystème Forestier.” Comptes Rendus Biologies 338 (1): 58–73.

Cavailhès, Jean, Mohamed Hilal, and Pierre Wavresky. 2011. “L’influence Urbaine Sur Le Prix Des Terres Agricoles et Ses Conséquences Pour L’agriculture.” Economie et Statistique 444 (1): 99–125.

Cavailhès, Jean, and D. Normandin. 1993a. “Déprise Agricole et Boisement: État Des Lieux, Enjeux et Perspectives Dans Le Cadre de La Réforme de La PAC.” Revue Forestière Française 45 (4): 465–482.

Cavailhès, Jean, and Dominique Normandin. 1993b. Les Sources Statistiques Sur L’utilisation Du Territoire et Son Évolution. INRA-ESR.

Cazabat, Ch. 1969. “L’interprétation Des Photographies Aériennes.” Bulletin d’Information de l’IGN, no. 8: 39.

CEC. 1985. “Soil Map of the European Communities at 1:1000000.” Bruxelles: Communauté européenne - DG IV.

Certu. 2008. “Les Fichiers Standard Déliverés Par La DGI, Appelés Couramment Fichiers MAJIC II, Volet 1 : Guide Méthodologique Pour Leur Utilisation.” Coll. Les Rapports D’études.

———. 2012. “La Maison Individuelle, Une Réponse Au Logement Des Français?” Présentation presented at the Séminaire de l’observation urbaine, Paris, Ministère de l’Ecologie, November 13.

Ceschia, Eric. 2016. “CICC: Cultures Intermédiaires Pour Atténuer Le Changement Climatique. Analyse Multicritère et Modélisation Multi-Échelle Des Bilans D’eau, de GES et Du Stockage de Carbone Dans Les Sols.” Présentation presented at the Séminaire conjoint des programmes de recherche : ReACCTIF et BGF, Ademe, Paris, March 29.

CETE Normandie Centre. 2008. “Nomenclature Pour La Nouvelle Base de Données de L’occupation Octobre 2008 Du Sol Du Littoral 2000 - 2006.” DGALN. Ministère de l’Environnement.

Chakir, Raja. 2009. “Spatial Downscaling of Agricultural Land-Use Data: An Econometric Approach Using Cross Entropy.” Land Economics 85 (2): 238–51. doi:10.3368/le.85.2.238.

Chakir, Raja, Stéphane De Cara, and Bruno Vermont. 2011. “Émissions de Gaz À Effet de Serre Dues À L’agriculture et Aux Usages Des Sols En France: Une Analyse Spatiale.” Economie et Statistique 444 (1): 201–221.

Chakir, Raja, and Julie Le Gallo. 2013. “Predicting Land Use Allocation in France: A Spatial Panel Data Analysis.” Ecological Economics 92 (August): 114–25. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.04.009.

Chakir, Raja, and Olivier Parent. 2009. “Determinants of Land Use Changes: A Spatial Multinomial Probit Approach*.” Papers in Regional Science 88 (2): 327–44. doi:10.1111/j.1435-5957.2009.00239.x.

Chang-Martínez, Laura Alfonsina, Jean-François Mas, Nuria Torrescano Valle, Pedro Sergio Urquijo Torres, and William J. Folan.

2015. “Modeling Historical Land Cover and Land Use: A Review fromContemporary Modeling.” ISPRS International Journal of Geo-Information 4 (4): 1791–1812.

Chapelon, David, and Arnaud Hannequin. 2014. “Evolution Des Prairies Permanentes Dans Les Ardennes.” DDT (Direction départementale des territoires) des Ardennes.

Chardon. 1986. “Transformations Économiques et Mutations Des Paysages En Oisans : Le Cas de l’Alpe d’Huez.” Revue de Géographie Alpine 74 (1): 177–87. doi:10.3406/rga.1986.2639.

Charmes, Eric. 2013. “L’artificialisation est-elle vraiment un problème quantitatif ?” Etudes Foncières, no. 162(January): 23–28.

———. 2014. “La Transformation Des Quartiers Pavillonnaires En Question.” La Revue Foncière, no. 2: 21–25.

Chartin, Caroline. 2011. “Effet de L’évolution Du Parcellaire Agricole Sur La Redistribution Des Sols et La Morphologie Des Versants Cultivés-Exemple Du Sud-Ouest Du Bassin Parisien.” Université Fran\ccois Rabelais-Tours.

Chatzimpiros, Petros, and Sabine Barles. 2010. “Nitrogen, Land and Water Inputs in Changing Cattle Farming Systems.: A Historical Comparison for France, 19th–21st Centuries.” Science of the Total Environment 408 (20): 4644–4653.

Chaumier, Jean-Martin, and Pierre Gillardot. 1974. “L’évolution Du Paysage Rural de La Grande Sologne.” Norois 83 (1): 393–410. doi:10.3406/noroi.1974.3385.

Chen, Gang, Geoffrey J. Hay, Luis M. T. Carvalho, and Michael A. Wulder. 2012. “Object-Based Change Detection.” International Journal of Remote Sensing 33 (14): 4434–57. doi:10.1080/01431161.2011.648285.

Chen, Hao, and Robert Gilmore Pontius Jr. 2010. “Diagnostic Tools to Evaluate a Spatial Land Change Projection along a Gradient of an Explanatory Variable.” Landscape Ecology 25 (9): 1319–31. doi:10.1007/s10980-010-9519-5.

Chen, Jin, Peng Gong, Chunyang He, Ruiliang Pu, and Peijun Shi. 2003. “Land-Use/Land-Cover Change Detection Using Improved Change-Vector Analysis.” Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 69 (4): 369–79. doi:10.14358/PERS.69.4.369.

Chen, Wendy Y. 2015. “The Role of Urban Green Infrastructure in Offsetting Carbon Emissions in 35 Major Chinese Cities: A Nationwide Estimate.” Cities 44 (April): 112–20. doi:10.1016/j.cities.2015.01.005.

Cheng, T. 2002. “Fuzzy Objects: Their Changes and Uncertainties.” Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 68 (1).

Cheong, So-Min, Daniel G. Brown, Kasper Kok, and David Lopez-Carr. 2012. “Mixed Methods in Land Change Research: Towards Integration.” Transactions of the Institute of British Geographers 37 (1): 8–12.

Cherrill, Andrew. 1994. “A Comparison of Three Landscape Classifications and Investigation of the Potential for Using Remotely Sensed Land Cover Data for Landscape Classification.” Journal of Rural Studies 10 (3): 275–89. doi:10.1016/0743-0167(94)90054-X.

Cherrill, Andrew, and Colin Mcclean. 2001. “Omission and Commission Errors in the Field Mapping of Linear Boundary Features: Implications for the Interpretation of Maps and Organization of Surveys.” Journal of Environmental Planning and Management 44 (3): 331–43. doi:10.1080/09640560120046098.

Chéry, Philippe, Alexandre Lee, Loïc Commagnac, Anne-Laure Thomas-Chery, Stéphanie Jalabert, and Marie-Françoise Slak. 2014. “Impact de L’artificialisation Sur Les Ressources En Sol et Les Milieux En France Métropolitaine. Evaluation Selon Trois Sources D’informations Indépendantes.” Cybergeo: European Journal of Geography.

Chevallier, Frédéric, François-Marie Bréon, and Peter J. Rayner. 2007. “Contribution of the Orbiting Carbon Observatory to the Estimation of CO2 Sources and Sinks: Theoretical Study in a Variational Data Assimilation Framework.” Journal of Geophysical Research: Atmospheres 112 (D9).

Chevallier, Raymond. 1976. “Le paysage palimpseste de l’histoire : pour une archéologie du paysage.” Mélanges de la Casa de Velázquez 12 (1): 503–10. doi:10.3406/casa.1976.2239.

Chevassus-au-Louis, Bernard, Jean-Michel Salles, Jean-Luc Pujol, Sabine Bielsa, Gilles Martin, and Dominique Richard. 2009. Approche Économique de La Biodiversité et Des Services Liés Aux Écosystèmes: Contribution À La Décision Publique. 18. Ministère de l’Alimentation, de l’Agriculture et de la Pêche.

Chouquer, Gérard. 1991. “Que Reste-T-Il de 3000 Ans de Création Paysagère?” Études Rurales, no. 121/124: 45–58.

———. 2000. L’étude Des Paysages: Essais Sur Leurs Formes et Leur Histoire. Editions Errance.

Chouquer, Gérard, François Favory, and Pierre Poupet. 1991. Les Paysages de L’antiquité: Terres et Cadastres de l’Occident Romain: IVe S. Avant J.-C./IIIe S. Après J.-C. Errance.

Chouquer, Gérard, and Magali Watteaux. 2013. Traité D’archéogéographie: L’archéologie Des Disciplines Géohistoriques. Errance.

Chrisman, N. 2005. “Traitement de La Qualité: Perspective Historique.” Qualité de L’information Géographique, 25–35.

Chrisman, Nicholas, and Marcus Lester. 1991. “A Diagnostic Test for Error in Categorical Maps.” In Autocarto Conference, 6:330–330. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing.

Christophe, Emmanuel, Jordi Inglada, and Alain Giros. 2008. “Orfeo Toolbox: A Complete Solution for Mapping from High Resolution Satellite Images.” International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 37: 1263–1268.

Churkina, Galina, Daniel G. Brown, and Gregory Keoleian. 2010a. “Carbon Stored in Human Settlements: The Conterminous United States.” Global Change Biology 16 (1): 135–143.

———. 2010b. “Carbon Stored in Human Settlements: The Conterminous United States: CARBON IN HUMAN SETTLEMENTS.” Global Change Biology 16 (1): 135–43. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02002.x.

Chytrý, Milan, Jan Wild, Petr Pyšek, Vojtěch Jarošík, Nicolas Dendoncker, Isabelle Reginster, Joan Pino, et al. 2012. “Projecting Trends in Plant Invasions in Europe under Different Scenarios of Future Land-Use Change: Projecting Future Plant Invasions in Europe.” Global Ecology and Biogeography 21 (1): 75–87. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00573.x.

Ciais, P., J. F. Soussana, N. Vuichard, S. Luyssaert, A. Don, I. A. Janssens, S. L. Piao, et al. 2010. “The Greenhouse Gas Balance of European Grasslands.” Biogeosciences Discussions 7 (4): 5997–6050.

Ciais, Ph, M. Reichstein, Nicolas Viovy, A. Granier, Jérôme Ogée, V. Allard, Marc Aubinet, et al. 2005. “Europe-Wide Reduction in Primary Productivity Caused by the Heat and Drought in 2003.” Nature 437 (7058): 529–533.

Ciais, Philippe, A. J. Dolman, A. Bombelli, R. Duren, A. Peregon, P. J. Rayner, C. Miller, et al. 2014. “Current Systematic Carbon-Cycle Observations and the Need for Implementing a Policy-Relevant Carbon Observing System.” Biogeosciences 11: 3547–3602.

Cienciala, Emil, Mart-Jan Schelhaas, Gert-Jan Nabuurs, and Marcus Lindner. 2006. “Expected Impact of the Kyoto Protocol on European Forestry.” Rapport de recherche MEACAP WP4 D12. Impact of Environmental Agreements on the CAP. IEEP.

Cifaldi, Rebecca L., J. David Allan, J. D. Duh, and Daniel G. Brown. 2004. “Spatial Patterns in Land Cover of Exurbanizing Watersheds in Southeastern Michigan.” Landscape and Urban Planning 66 (2): 107–23. doi:10.1016/S0169-2046(03)00098-7.

Cihlar, Josef, and Louisa JM Jansen. 2001. “From Land Cover to Land Use: A Methodology for Efficient Land Use Mapping over Large Areas.” The Professional Geographer 53 (2): 275–289.

Cinotti, B. 1996. “Evolution Des Surfaces Boisées En France: Proposition de Reconstitution Depuis Le Début Du XIXe Siècle.”.

CITEPA. 2005. “Définitions et Options Pour La Mise En Oeuvre Du Protocole de Kyoto En France - Secteur UTCATF.”

Citepa. 2016a. “Organisation et Méthodes Des Inventaires Nationaux Des Émissions Atmosphériques En France.” 13e édition. OMINEA. Paris.

———. 2016b. “Manuel Pour Les Experts : Les Enjeux Des Négociations : 85 Questions-Réponses.” Manuel Technique 2e version.

CIVAM Bretagne. 2010. “Pourquoi-Comment Réduire Les Risques «azote» Liés Au Retournement Des Prairies?” Synthèse

bibliographique. Plan D'action Agriculture Durable Des CIVAM de Bretagne. Cesson.

Civco, D. L., J. D. Hurd, E. H. Wilson, C. L. Arnold, Prisloe Jr, and M. P. 2002. "Quantifying and Describing Urbanizing. Landscapes in the Northeast United States." Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 68 (10).

Claessens, L., J.M. Schoorl, P.H. Verburg, L. Geraedts, and A. Veldkamp. 2009. "Modelling Interactions and Feedback Mechanisms between Land Use Change and Landscape Processes." Agriculture, Ecosystems & Environment 129 (1–3): 157–70. doi:10.1016/j.agee.2008.08.008.

Claramunt, C., S. Coulondre, and T. Libourel. 1997. "Autour Des Méthodes Orientées Objet Pour La Conception Des SIG." Revue Internationale de Géomatique 7 (3–4): 233–257.

Clavero, Miguel, Daniel Villero, and Lluís Brotons. 2011. "Climate Change or Land Use Dynamics: Do We Know What Climate Change Indicators Indicate?" PLoS ONE 6 (4): e18581. doi:10.1371/journal.pone.0018581.

Clément, Vincent. 1994. "Contribution épistémologique à l'étude du paysage." Mélanges de la Casa de Velázquez 30 (3): 221–37. doi:10.3406/casa.1994.2718.

Clément, Vincent, and Antoine Gavoille. 1994. "Gérer la nature ou gérer des paysages: enjeux scientifiques, politiques et sociaux." Mélanges de la Casa de Velázquez 30 (3): 239–62. doi:10.3406/casa.1994.2719.

Clifton, Chris. 2003. "Change Detection in Overhead Imagery Using Neural Networks." Applied Intelligence 18 (2): 215–234.

Club Demeter. 2014. Agriculture et Foncier. Concurrences Entre Usages Des Sols et Entre Usagers Des Sols Agricoles: La Question Foncière Renouvelée. Cahier Demeter 15. Paris.

Cohen, M. (dir). 2003. La Brousse et Le Berger: Une Approche Interdisciplinaire de L'embroussaillement Des Parcours. Collection Espace et Milieux. Paris: Editions du CNRS, Collection Espace et Milieux.

Cohen, M., and M. Hotyat. 1995. "Embroussaillement et Boisement Sur Le Causse Méjan Entre 1965 et 1992: Une Approche Par Photo-Interprétation Diachronique." Grands Causses: Nouveaux Enjeux, Nouveaux Regards, 113–124.

Cohen, Marianne. 2009. "Le Causse Méjan et L'embroussaillement Florac." In Les Grands Causses, Terre D'expériences, by J.-P. Chassany and C. Crosnier, pp.118-125. Florac: Ed. Parc national des Cévennes.

———. 2010. "Paysage et développement durable : l'exemple des montagnes méditerranéennes," December, 337–354.

Cohen, Marianne, Frederic Alexandre, Albert Llausas, and Alain Genin. 2009. "From a Rural Mediterranean Land to an Abandoned Wooded Mountain. The Case of Grazalema Natural Park (Andalusia, Spain)." In Long Abstract, European IALE Conference.

Cohen, Marianne, Frédéric Alexandre, A. Nguyen, Nadine T Laporte, and A. Lauvie. 2007. "Une Approche Phyto-Géographique Des Relations Entre Bocages et Sociétés." In Bocage et Société, Presses Universitaires de Rennes, pp.323-330. Collection « Espaces et Territoires ». Rennes.

Cohen, Marianne, Clélia Bilodeau, Frédéric Alexandre, Michel Godron, Julien Andrieu, Etienne Grésillon, Florence Garlatti, and Aurélien Morganti. 2015. "What Is the Plant Biodiversity in a Cultural Landscape? A Comparative, Multi-Scale and Interdisciplinary Study in Olive Groves and Vineyards (Mediterranean France)." Agriculture, Ecosystems & Environment 212 (December): 175–86. doi:10.1016/j.agee.2015.06.023.

Cohen, Marianne, and Jean-François Dobremez. 1999. "Boisement Naturel Des Terres Agricoles En Déprîse: Clermont-Ferrand 9 et 10 Décembre 1998 Compte Rendu de Séminaire." Nature Sciences Sociétés 7 (4): 46–47. doi:10.1016/S1240-1307(00)86470-5.

Cohen, Marianne, and Micheline Hotyat. 1995. "Embroussaillement et Boisement Sur Le Causse Méjean Entre 1965 et 1992 : Une Approche Par Photo Interprétation Diachronique." In Grands Causses, Nouveaux Enjeux, Nouveaux Regards, edited by Bonniol and Saussol, 113–27. En Hommage À Paul Marres. Millau: Fédération pour la vie et la sauvegarde du pays des grands Causses.

Cohen, M, D Varga, J Vila, and E Barrassaud. 2011. "A Multi-Scale and Multi-Disciplinary Approach to Monitor Landscape Dynamics: A Case Study in the Catalan Pre-Pyrenees (Spain): Monitoring Landscape Dynamics: The Catalan Pre-Pyrenees (Spain)." The Geographical Journal 177 (1): 79–91. doi:10.1111/j.1475-4959.2010.00368.x.

Collin, Antoine, Bernard Long, and Phillippe Archambault. 2010. "Salt-Marsh Characterization, Zonation Assessment and Mapping through a Dual-Wavelength LiDAR." Remote Sensing of Environment 114 (3): 520–530.

Comber, A. J. 2008. "The Separation of Land Cover from Land Use Using Data Primitives." Journal of Land Use Science 3 (4): 215–29. doi:10.1080/17474230802465173.

Comber, A. J., P. F. Fisher, and R. A. Wadsworth. 2007. "User-Focused Metadata for Spatial Data, Geographical Information and Data Quality Assessments." In 10th AGILE International Conference on Geographic Information Science

———. 2008. "Land Cover: To Standardise or Not to Standardise? Comment on 'Evolving Standards in Land Cover Characterization' by Herold et Al." Journal of Land Use Science 2 (4): 283–87. doi:10.1080/17474230701786000.

Comber, A. J., R. A. Wadsworth, and P. F. Fisher. 2008. "Using Semantics to Clarify the Conceptual Confusion between Land Cover and Land Use: The Example of 'forest.'" Journal of Land Use Science 3 (2–3): 185–98. doi:10.1080/17474230802434187.

Comber, Alexi J., Peter F. Fisher, and Richard A. Wadsworth. 2008. "Semantics, Metadata, Geographical Information and Users." Transactions in GIS 12 (3): 287–291.

Comber, Alexis, Peter Fisher, and Richard Wadsworth. 2004a. "Assessment of a Semantic Statistical Approach to Detecting Land Cover Change Using Inconsistent Data Sets." Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 70 (8): 931–938.

———. 2004b. "Integrating Land-Cover Data with Different Ontologies: Identifying Change from Inconsistency." International Journal of Geographical Information Science 18 (7): 691–708.

———. 2005a. "What Is Land Cover." Environment and Planning B: Planning and Design 32 (1): 199–209.

———. 2005b. "You Know What Land Cover Is but Does Anyone Else?… an Investigation into Semantic and Ontological Confusion." International Journal of Remote Sensing 26 (1): 223–228.

Comber, Alexis J. 2008. "Land Use or Land Cover?".

Comber, Alexis J., R. V. Birnie, and M. Hodgson. 2003. "A Retrospective Analysis of Land Cover Change Using a Polygon Shape Index." Global Ecology and Biogeography 12 (3): 207–215.

Commagnac, Loïc. 2012. "Spécifications et Méthodologie de Production Du Fond Blanc." Rapport intermédiaire. Paris: IGN, FCBN, IRSTEA, MEDDE.

Commission européenne. 2000. Directive 2000/60/CE Établissant Un Cadre Pour Une Politique Communautaire Dans Le Domaine de L'eau.

Comolet, A. 1989. "Prospective À Long Terme de La Déprise Agricole et Environnement." Ministère de l'Environnement, SRETIE, Paris.

Congalton, Russell G. 2007. "Thematic and Positional Accuracy Assessment of Digital Remotely Sensed Data.".

Congalton, Russell G., and Kass Green. 2008. Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices. CRC press.

Congalton, Russell G., Richard G. Oderwald, and Roy A. Mead. 1983. "Assessing Landsat Classification Accuracy Using Discrete Multivariate Analysis Statistical Techniques." Photogrammetric Engineering and Remote Sensing.

Connell, Joseph H., and Ralph O. Slatyer. 1977. "Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization." American Naturalist, 1119–1144.

Conway, T. M. 2009. "The Impact of Class Resolution in Land Use Change Models." Computers, Environment and Urban Systems 33 (4): 269–77. doi:10.1016/j.compenvurbsys.2009.02.001.

Coppin, Pol, Inge Jonckheere, Kristiaan Nackaerts, Bart Muys, and Eric Lambin. 2004a. "Digital Change Detection Methods in Ecosystem Monitoring: A Review." International Journal of Remote Sensing 25 (9): 1565–1596.

———. 2004b. "Review ArticleDigital Change Detection Methods in Ecosystem Monitoring: A Review." International Journal of Remote Sensing 25 (9): 1565–1596.

Coppock, J.-T., and Consiglio nazionale delle ricerche. 1972. “Types of Farming in Great Britain : A Research Project.” In Agricultural Typology and Land Utilization, 345–52. Verona.

Corgne, Samuel. 2004a. “Modélisation Prédictive de L’occupation Des Sols En Contexte Agricole Intensif Application À La Couverture Hivernale Des Sols En Bretagne.” Université Rennes 2.

———. 2004b. “Hiérarchisation des facteurs structurant les dynamiques pluriannuelles des sols nus hivernaux.” Norois. Environnement, aménagement, société, no. 193(December): 17–29. doi:10.4000/norois.713.

Corgne, Samuel, Laurence Hubert-Moy, Jean Dezert, and Grégoire Mercier. 2003. “Land Cover Change Prediction with a New Theory of Plausible and Paradoxical Reasoning.” In Proc. of Fusion, 8–11.

Corgne, Samuel, Laurence Hubert-Moy, Grégoire Mercier, and Jean Dezert. 2004. “Application of DSmT for Land Cover Change Prediction. From Evidence to Plausible and Paradoxical Reasoning for Land Cover Change Prediction.” Advances and Applications of DSmT for Information Fusion.

Coulon, Frédéric, Christian Dupraz, Fabien Liagre, Philippe Pointereau, and Sous-Direction des Espaces Naturels. 2000. “Étude Des Pratiques Agroforestières Associant Des Arbres Fruitiers de Haute Tige À Des Cultures Ou Des Pâtures.” Rapport Au Ministère de L’environnement, Solagro.

Coulon, Frédéric, I. Meiffren, Philippe Pointereau, Bernard Alet, and Gérard Briane. 2003. “Architectures Végétales de Midi- Pyrénées.” Toulouse: Solagro.

Courleux, Frédéric. 2011. “Augmentation de La Part Des Terres Agricoles En Location: Échec Ou Réussite de La Politique Foncière?” Economie et Statistique 444 (1): 39–53.

Courtat, Thomas, Catherine Gloaguen, and Stephane Douady. 2011. “Mathematics and Morphogenesis of Cities: A Geometrical Approach.” Physical Review E 83 (3): 36106.

Coutanceau, Adrien. 2011. “Etude de la complémentarité entre les dynamiques paysagères observées dans les séries photographiques de l’OPNP et les documents de connaissance et de planification.” Mémoire de fin d’études, Angers: Agro Campus Ouest.

Cover, MODIS Land, and Land-Cover Change. 1999. “MODIS Land Cover Product Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD) Version 5.0.”

Crécy, Louis de. 1988. “L’histoire de La RTM: Quelques Réflexions D’un Praticien.” Revue Géographique Des Pyrénées et Du Sud-Ouest 59 (1): 16–28.

Crews-Meyer, Kelley A. 2002. “Characterizing Landscape Dynamism Using Pane”-Pattern Metrics.” Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 68 (10): 1031–1040.

———. 2004. “Agricultural Landscape Change and Stability in Northeast Thailand: Historical Patch-Level Analysis.” Agriculture, Ecosystems & Environment 101 (2): 155–169.

CRIGE PACA. 2000. “Occupation Du Sol 2006 - PACA. Guide Technique V1.”

Criqui, Patrick, Silvana Mima, and Christophe Rynikiewicz. 2006. “Prospective Énergétique À 2050, Contrainte Carbone et Changements Structurels.” LEPII EPE.

Crisp, D, R. M Atlas, F. -M Breon, L. R Brown, J. P Burrows, P Ciais, B. J Connor, et al. 2004. “The Orbiting Carbon Observatory (OCO) Mission.” Advances in Space Research, Trace Constituents in the Troposphere and Lower Stratosphere, 34 (4): 700–709. doi:10.1016/j.asr.2003.08.062.

Crowther, T. W., H. B. Glick, K. R. Covey, C. Bettigole, D. S. Maynard, S. M. Thomas, J. R. Smith, et al. 2015. “Mapping Tree Density at a Global Scale.” Nature, September. doi:10.1038/nature14967.

CRPF, and PNR du Morvan. 2006. “Analyse de L’évolution Des Pratiques Sylvicoles de 1994 À 2020.” Charte forestière du Morvan.

Cuenin, René. 1972. Cartographie Générale: Notions Générales et Principes D’élaboration. Eyrolles.

Cullotta, Sebastiano, Andrej Bončina, Sonia M. Carvalho-Ribeiro, Christophe Chauvin, Christine Farcy, Mikko Kurttila, and Federico G. Maetzke. 2015. “Forest Planning across Europe: The Spatial Scale, Tools, Andinter-Sectoral Integration in Land-Use Planning.” Journal of Environmental Planning and Management 58 (8): 1384–1411.

Cuniberti, Emmanuel, Christiane Frandon, Emmanuel Giraud, and others. 2005. “Les Bases de Données Géographiques D’occupation Du Sol: Volet Tache Urbaine. Descriptif et Comparatif de 6 Bases de Données.”.

Czaplewski, Raymond L. Ph D. 1992. “Misclassification Bias in Areal Estimates.” .

Da Lage, A., and P. Arnould. 1997. “La Forêt: Parlers Populaires et Terminologies Scientifiques.” La Forêt: Perceptions et Représentations-Groupe D’histoire Des Forêts Françaises, Paris, l’Harmattan.

Dahl, Thomas E. 2004. “Remote Sensing as a Tool for Monitoring Wetland Habitat Change.” In Monitoring Science and Technology Symposium: Unifying Knowledge for Sustainability in the Western Hemisphere, C. Aguirre-Bravo, PJ Pellicane, DP Burns and S. Draggan, Eds, 20–24.

Dai, Xiaolong, and Siamak Khorram. 1998. “The Effects of Image Misregistration on the Accuracy of Remotely Sensed Change Detection.” IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 36 (5): 1566–1577.

Dale, Virginia H. 1997. “The Relationship between Land-Use Change and Climate Change.” Ecological Applications 7 (3): 753–769.

Dale, Virginia H., and Keith L. Kline. 2013. “Issues in Using Landscape Indicators to Assess Land Changes.” Ecological Indicators 28 (May): 91–99. doi:10.1016/j.ecolind.2012.10.007.

Dalla-Nora, Eloi Lennon, Ana Paula Dutra de Aguiar, David Montenegro Lapola, and Geert Woltjer. 2014. “Why Have Land Use Change Models for the Amazon Failed to Capture the Amount of Deforestation over the Last Decade?” Land Use Policy 39 (July): 403–11. doi:10.1016/j.landusepol.2014.02.004.

Dargie, Greta Christina. 2015. “Quantifying and Understanding the Tropical Peatlands of the Central Congo Basin.” University of Leeds.

DATAR. 2013. “Cartothèque.” Portail de L’aménagement Du Territoire. Accessed April 11..

Dauphiné, André, and Charles-Pierre Péguy. 2003. Les théories de la complexité chez les géographes. Paris: Economica.

Davies, Zoe G., Jill L. Edmondson, Andreas Heinemeyer, Jonathan R. Leake, and Kevin J. Gaston. 2011. “Mapping an Urban Ecosystem Service: Quantifying above-Ground Carbon Storage at a City-Wide Scale.” Journal of Applied Ecology 48 (5): 1125–1134. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02021.x.

Davodeau, Hervé. 2003. “La Sensibilite Paysagere a L’epreuve de La Gestion Territoriale. Paysages et Politiques Publiques de L’aménagement En Pays de La Loire.” Thèse de doctorat, Université d’Angers.

De Boismenu, Antoine. 2004. “La Fin Des Paysages? Livre Blanc Pour Une Gestion Ménagère de Nos Espaces Ruraux.” SAFER.

De Cara, Stéphane, Arnaud Goussebaïle, Régis Grateau, Fabrice Levert, Justin Quemener, Bruno Vermont, Jean-Christophe Bureau, Benoît Gabrielle, Alexandre Gohin, and Antonio Bispo. 2012. “Revue Critique Des Études Évaluant L’effet Des Changements D’affectation Des Sols Sur Les Bilans Environnementaux Des Biocarburants.” Rapport de l’ADEME.

De Groeve, T. 2001. “Boundary Uncertainty Assessment from a Single Forest-Type Map.” Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 67 (6): 717–726.

De Groeve, T., K. Lowell, and K. Thompson. 1999. “Super Ground Truth as a Foundation for a Model to Represent and Handle Spatial Uncertainty.” Spatial Accuracy Assessment—Land Information Uncertainty in Natural Resources.

De Martonne, Emmanuel. 1948. Géographie Aérienne. Albin Michel.

De Noblet, Nathalie. 2014. “Quels Rôles Joue La Diversité Biologique Terrestre Sur Le Climat ?” presented at the Rencontre IPBES (Biodiversité) et GIEC (Climat), Paris, November 6.

De Pablo, Carlos L., María J. Roldán-Martín, and Pilar Martín De Agar. 2012. “Magnitude and Significance in Landscape Change.” Landscape Research 37 (5): 571–89. doi:10.1080/01426397.2011.641949.

De Zeeuw, C. J., and G. W. Hazeu. 2001. Monitoring Land Use Changes Using Geo-Information: Possibilities, Methods and Adapted Techniques. Alterra, Green World Research.

Debussche, M., M. Godron, J. Lepart, and F. Romane. 1976. “An Account of the Use of a Transition Matrix.” Agro-Ecosystems 3: 81–92. doi:10.1016/0304-3746(76)90109-8.

Debussche, Max. 1996. “Photographie Diachronique et Changement Des Paysages: Un Siècle de Dynamique Naturelle de La Forêt À Saint Bauzille de Putois, Vallée de l’Hérault.”.

Debussche, Max, Michel Godron, Daniel Hubert, and François Romane. 1978. “L’évolution de L’occupation Des Terres À Barre-Des-Cévennes (Lozère). Approche Phyto-Écologique et Socio-Économique.” Études Rurales 71 (1): 187–92. doi:10.3406/rural.1978.2427.

Deffontaines, Jean-Pierre. 1994. “L’agriculteur-Artisan, Producteur de Formes.” Natures Sciences Sociétés.

Deffontaines, J.-P. 1973. “Analyse Du Paysage et Étude Régionale Des Systèmes de Production Agricole.” Économie Rurale 98 (1): 3–13. doi:10.3406/ecoru.1973.2232.

Defourny, Pierre, Sophie Bontemps, Valérie Obsomer, L. Schouten, S. Bartalev, P. Cacetta, A. de Wit, et al. 2010. “Accuracy Assessment of Global Land Cover Maps-Lessons Learnt from the GlobCover and ClobCorine Experiences.” In ESA Special Publication. Vol. 686.

Delgrange, C. 2010. “Pré-Étude Pour La Constitution D’une Base de Données D’occupation Du Sol.” Rapport de stage de fin d’études. ENSG (École Nationale des Sciences Géographiques).

Delincé, Jacques. 2016. “A European Approach to Area Frame Surveys.” Accessed September 9.

Demšar, Urška, A. Stewart Fotheringham, and Martin Charlton. 2008. “Exploring the Spatio-Temporal Dynamics of Geographical Processes with Geographically Weighted Regression and Geovisual Analytics.” Information Visualization 7 (3–4): 181–97. doi:10.1057/palgrave.ivs.9500187.

Den Elzen, Michel GJ, Michiel Schaeffer, and Paul L. Lucas. 2005b. “Differentiating Future Commitments on the Basis of Countries’ Relative Historical Responsibility for Climate Change: Uncertainties in the ‘Brazilian Proposal’in the Context of a Policy Implementation.” Climatic Change 71 (3): 277–301.

Dendoncker, Nicolas, Mark Rounsevell, and Patrick Bogaert. 2007. “Spatial Analysis and Modelling of Land Use Distributions in Belgium.” Computers, Environment and Urban Systems 31 (2): 188–205.

Dendoncker, Nicolas, Cécile Schmit, and Mark Rounsevell. 2008. “Exploring Spatial Data Uncertainties in Land-Use Change Scenarios.” International Journal of Geographical Information Science 22 (9): 1013–1030.

Dereix, C., J.-J. Lafitte, and J.-P. Puig. 2011. “Mission D’expertise Sur Les Méthodes de l’Inventaire Forestier National (IFN).” Mission d’expertise. CGEDD, CGAAER, INSEE.

Derex, Jean-Michel. 2001. “Pour Une Histoire Des Zones Humides En France (Xviie-Xixe Siècle).” Histoire & Sociétés Rurales 15 (1): 11–36.

Dérioz, Pierre. 1994. Friches et Terres Marginales En Basse et Moyenne Montagne: Revers Sud-Oriental Du Massif Central. Laboratoire Structures et Dynamiques Spatiales.

———. 1999. “Comment Quantifier Le Phénomène Du Boisement Spontané: Inventaire Des Inventaires À L’échelle Nationale.” Actes Du Séminaire Boisement Naturel Des Terres Agricoles En Déprise, Ingéniéries, no. 46: 11–23.

———. 2004. Un SIG qui cache la forêtGéomatique expert n°36.

Dérioz, Pierre, Philippe Béringuier, and Anne-Elisabeth Laques. 2010. “Mobiliser le paysage pour observer les territoires : quelles démarches, pour quelle participation des acteurs ?” Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, no. Vol. 1, n° 2 (November). doi:10.4000/developpementdurable.8682.

Desriers, Maurice. 2007. “L’agriculture Fran\ccaise Depuis Cinquante Ans: Des Petites Exploitations Familiales Aux Droits À Paiement Unique.” L’agriculture, Nouveaux Défis, 17–30.

Di Gregorio, A. 2006. “Review of the FAO/UNEP LCCSLand CoverClassification System.” presented at the GLCN Workshop, India.

Di Gregorio, Antonio, and Louisa JM Jansen. 1998. “Land Cover Classification System (LCCS): Classification Concepts and User Manual.” FAO, Rome.

———. 2000. Land Cover Classification System: LCCS: Classification Concepts and User Manual. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome.

Di Salvo, Magali, Monique Gadais, and Geneviève Roche-Woillez. 2005. “Y a-T-Il Des Phénomènes de Densification Ou de Dédensification? Approche de La Question et Proposition D’indicateurs.”.

Diaz-Pacheco, Jaime, and Javier Gutiérrez. 2014. “Exploring the Limitations of CORINE Land Cover for Monitoring Urban Land-Use Dynamics in Metropolitan Areas.” Journal of Land Use Science 9 (3): 243–59. doi:10.1080/1747423X.2012.761736.

Dimassi, Bassem, Bruno Mary, Richard Wylleman, Jérôme Labreuche, Daniel Couture, François Piraux, and Jean-Pierre Cohan. 2014. “Long-Term Effect of Contrasted Tillage and Crop Management on Soil Carbon Dynamics during 41 Years.” Agriculture, Ecosystems & Environment 188 (April): 134–46. doi:10.1016/j.agee.2014.02.014.

Dion, Roger. 1934. Essai Sur La Formation Du Paysage Rural Français... Tours, France: Arrault.

Direction régionale de l’agriculture et de la forêt (DRAF) de Bretagne. 1997. “Les Haies de Bretagne: Leur Physionomie, Leurs Rôles.” 23. Trajectoires Bretagne. AGRESTE.

Dobremez, Jean-François, and Richard Eynard-Machet. 1997. “Histoire de L’occupation Des Sols, Cycles Du Carbone et Biodiversité Dans La Réserve Naturelle Du Plan de Tueda (Savoie, France) - Les Enjeux de La Gestion / A History of Land Use, Carbon Cycles and Biodiversity in the Plan de Tueda Natural Reserve, Savoie, France: The Management Stakes.” Revue de Géographie Alpine 85 (3): 27–37. doi:10.3406/rga.1997.3924.

Dodane, Clément, Thierry Joliveau, and Anne Rivière-Honegger. 2014. “Simuler les évolutions de l’utilisation du sol pour anticiper le futur d’un territoire.” Cybergeo : European Journal of Geography, October.

Donald, P. F., R. E. Green, and M. F. Heath. 2001. “Agricultural Intensification and the Collapse of Europe’s Farmland Bird Populations.” Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences 268 (1462): 25–29. doi:10.1098/rspb.2000.1325.

DREAL Auvergne. 2008. “Indicateurs Cartographiques de La Consommation D’espace En Auvergne.”

———. 2013. “Consommation D’espace : Méthodologie D’utilisation de BD TOPO SITADEL.”

DREAL Rhône-Alpes. 2015. “Méthode Du Différentiel Agricole Inventorié : Évolution de La Consommation Des Espaces Agricoles En Rhône-Alpes.”

Dubois, Jean-Jacques. 1994. “La place de l’histoire dans l’interprétation des paysages végétaux.” Mélanges de la Casa de Velázquez 30 (1): 231–51. doi:10.3406/casa.1994.2691.

Dubois, M. 1949. Les Tourbières Françaises, Résultats et Prospections. Paris, ministère de l’Industrie et du commerce, direction des Mines.

Dubos-Paillard, Edwige, Yves Guermond, and Patrice Langlois. 2003. “Analyse de L’évolution Urbaine Par Automate Cellulaire. Le Modèle SpaCelle.” L’espace Géographique 32 (4): 357–378.

Duc, G., C. Mignolet, B. Carrouée, C. Huyghe, and France Dijon Cedex. 2010. “Importance Économique Passée et Présente Des Légumineuses: Rôle Historique Dans Les Assolements et Facteurs D’évolution.” Innovations Agronimiques 11: 1–24.

Duchaufour, P. 1960. Précis de Pédologie. 1e édition. Paris: Masson.

Duh, Jiunn-Der, and Daniel G. Brown. 2007. “Knowledge-Informed Pareto Simulated Annealing for Multi-Objective Spatial Allocation.” Computers, Environment and Urban Systems 31 (3): 253–81. doi:10.1016/j.compenvurbsys.2006.08.002.

Duhamel, C. 2012. “Land Use, Land Cover, Including Their Classification.” Encylopedia of Life Support System.

Duhamel, Christophe. 2003. “Land Use and Land Cover, Including Their Classification.” In EOLSS.

Dunn, R., A. R. Harrison, and J. C. White. 1990. “Positional Accuracy and Measurement Error in Digital Databases of Land Use: An

Empirical Study." International Journal of Geographical Information System 4 (4): 385–398.

Dupont, Groupe. 1980. "Montpellier 1954-1978. Processus de Transformation de L'espace et Développement Du Bâti Urbain." Montpellier-Caen Ed.

Dupouey, Jean-Luc, Jean Bachacou, Régine Cosserat, Serge Aberdam, Daniel Vallauri, Gérard Chappart, and Marie-Anne Corvisier de Villèle. 2007. "Vers La Réalisation D'une Carte Géoréférencée Des Forêts Anciennes de France." Revue Du Comité Fran\ccais de Cartographie (CFC) 191: 85–98.

Dupouey, Jean-Luc, E. Dambrine, Jean-Denis Laffite, and Concha Moares. 2002. "Irreversible Impact of Past Land Use on Forest Soils and Biodiversity." Ecology 83 (11): 2978–2984.

Dupouey, J.-L., Gérôme Pignard, Vincent Badeau, Anne Thimonier, J.-F. Dhôte, Gérard Nepveu, Laurent Bergès, Laurent Augusto, Saïd Belkacem, and Claude Nys. 2000. "Stocks et Flux de Carbone Dans Les Forêts Françaises." Revue Forestière Française 52: 139–154.

Dupuy, Stéphane, Eric Barbe, and Maud Balestrat. 2012. "An Object-Based Image Analysis Method for Monitoring Land Conversion by Artificial Sprawl Use of RapidEye and IRS Data." Remote Sensing 4 (12): 404–23. doi:10.3390/rs4020404.

Durand, Hélène. 2013. "Suivre Un Territoire : Quelles Données et Quels Indicateurs En Réponse Aux Lois Grenelle ?" Géomatique Expert, no. 94(September): 44–49.

Dury, Jérôme. 2009. "Analyse et Modélisation Des Choix D'assolement D'une Exploitation Agricole de Grande Culture."

Dusseux, Pauline, Thomas Corpetti, Laurence Hubert-Moy, and Samuel Corgne. 2014. "Combined Use of Multi-Temporal Optical and Radar Satellite Images for Grassland Monitoring." Remote Sensing 6 (7): 6163–6182.

Duvosquel, J.-M. 1998. "Une Source de L'histoire Rurale Des Pays-Bas Méridionaux Au Tournant Des 16e-17e Siècles. Les Cadastres, Albums et 'besognés' Du Duc Charles de Croÿ." Edited by R. Calmès and J.-M. Moriceau. Enquêtes Rurales, Les constructions parcellaires dans le temps et dans l'espace, 4: 61–78.

Edmondson, Jill L., Zoe G. Davies, Nicola McHugh, Kevin J. Gaston, and Jonathan R. Leake. 2012. "Organic Carbon Hidden in Urban Ecosystems." Scientific Reports 2..

Edwards, G., and KE Lowell. 1996. "Modeling Uncertainty in Photointerpreted Boundaries." Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 62 (4): 377–391.

Edwards, Geoffrey. 1994. "Aggregation and Disaggregation of Fuzzy Polygons for Spatial-Temporal Modelling." In AGDM, 141.

EEA. 1994. "Corine Land Cover Technical Guide." Luxembourg.

———. 2000. "Corine Land Cover Technical Guide." Technical report No 40. Copenhague.

———. 2006. "GMES Fast Track Service on Land Monitoring. EEA Project Implementation Plan GMES Land FTS 2006–2008."

———. 2007. "CLC 2006 Technical Guidelines." Technical report 17/2007. Copenhague.

Eglin, T., P. Ciais, S. L. Piao, P. Barre, V. Bellassen, P. Cadule, C. Chenu, et al. 2010. "Historical and Future Perspectives of Global Soil Carbon Response to Climate and Land-Use Changes." Tellus B 62 (5): 700–718. doi:10.1111/j.1600-0889.2010.00499.x.

Eickhout, B., H. van Meijl, A. Tabeau, and T. van Rheenen. 2007. "Economic and Ecological Consequences of Four European Land Use Scenarios." Land Use Policy 24 (3): 562–75. doi:10.1016/j.landusepol.2006.01.004.

Ellis, E. C., and H. Wang. 2006. "Estimating Area Errors for Fine- scale Feature- based Ecological Mapping." International Journal of Remote Sensing 27 (21): 4731–49. doi:10.1080/01431160600735632.

Ellis, Erle C., Kees Klein Goldewijk, Stefan Siebert, Deborah Lightman, and Navin Ramankutty. 2010. "Anthropogenic Transformation of the Biomes, 1700 to 2000." Global Ecology and Biogeography 19 (5): 589–606. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x.

Ellison, David. 2011. "Should the EU Climate Policy Framework Be Reformed?" Eastern Journal of European Studies 2(2): 133–67.

———. 2013. "Mobilizing LULUCF in the Post-Kyoto Framework." http://www.slu.se/en/collaborative-centres-and-projects/future-forests/news-from-future-forests/2013/5/mobilizing-lulucf-in-the-post-kyoto-framework/.

Ellison, David, Mattias Lundblad, and Hans Petersson. 2011. "Carbon Accounting and the Climate Politics of Forestry." Environmental Science & Policy 14 (8): 1062–1078.

———. 2014. "Reforming the EU Approach to LULUCF and the Climate Policy Framework." Environmental Science & Policy 40: 1–15.

Ellison, David, Hans Petersson, and Mattias Lundblad. 2012. "California's Forest Protocol Outpaces EU's LULUCF Plans." EurActiv.com. October 2. http://www.euractiv.com/section/climate-environment/opinion/california-s-forest-protocol-outpaces-eu-s-lulucf-plans/.

Ellison, David, Hans Petersson, Mattias Lundblad, and Per-Erik Wikberg. 2013. "The Incentive Gap: LULUCF and the Kyoto Mechanism before and after Durban." GCB Bioenergy 5 (6): 599–622.

Elzen, Michel den, Jan Fuglestvedt, Niklas Höhne, Cathy Trudinger, Jason Lowe, Ben Matthews, B\a ard Romstad, Christiano Pires de Campos, and Natalia Andronova. 2005a. "Analysing Countries' Contribution to Climate Change: Scientific and Policy-Related Choices." Environmental Science & Policy 8 (6): 614–636.

Enaruvbe, Glory O., and Robert Gilmore Pontius. 2015. "Influence of Classification Errors on Intensity Analysis of Land Changes in Southern Nigeria." International Journal of Remote Sensing 36 (1): 244–61. doi:10.1080/01431161.2014.994721.

Enright, Neal, and John Ogden. 1979. "Applications of Transition Matrix Models in Forest Dynamics: Araucaria in Papua New Guinea and Nothofagus in New Zealand." Australian Journal of Ecology 4 (1): 3–23.

Enslin, W. R., S. E. Tilmann, R. Hill-Rowley, and R. H. Rogers. 1977. "A Procedure for Merging Land Cover/use Data from LANDSAT, Aerial Photography, and Map Sources: Compatibility, Accuracy, and Cost. Remote Sensing Project." http://ntrs.nasa.gov/search.jsp?R=19770009476.

Enting, Ian G. 2002. Inverse Problems in Atmospheric Constituent Transport. Cambridge University Press..

Epsteln, Jeanne, Karen Payne, and Elizabeth Kramer. 2002. "Techniques for Mapping Suburban Sprawl." Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 63 (9): 913–918.

Erb, Karl-Heinz. 2012. "How a Socio-Ecological Metabolism Approach Can Help to Advance Our Understanding of Changes in Land-Use Intensity." Ecological Economics 76 (April): 8–14. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.02.005.

Ernoult, Aude, Sylviano Freiré-Diaz, Estelle Langlois, and Didier Alard. 2006. "Are Similar Landscapes the Result of Similar Histories?" Landscape Ecology 21 (5): 631–39. doi:10.1007/s10980-005-5321-1.

Ertlen, Damien, and Dominique Schwartz. 2010. "Utilisation D'archives Géohistoriques Pour La Mise Au Point D'une Nouvelle Méthode Paléoécologique." Géocarrefour 85 (1): 55–66.

Estima, Jacinto, Cidália C. Fonte, INESC Coimbra, and Marco Painho. 2014. "Comparative Study of Land Use/Cover Classification Using Flickr Photos, Satellite Imagery and Corine Land Cover Database." Accessed June 16.

European Environment Agency. 2016. "The Direct and Indirect Impacts of EU Policies on Land — European Environment Agency." Publication. Accessed May 9.

European Environment Agency. EEA. 2006. Urban Sprawl in Europe: The Ignored Challenge. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Eurostat. 2013. "LUCAS 2012 (Land Use / Cover Area Frame Survey) Technical Reference Document: Instructions for Surveyors." C-1.

Eurostat, C. E. n.d. "Groupe de travail' Statistiques de l'Utilisation Des Sols'-Manuel Des Concepts Relatifs Aux Systèmes D'information Sur L'occupation et L'utilisation Des Sols." Document de Travail-Luxembourg-2000-96 P.; 92 P.

Eva, Hugh, Silvia Carboni, Frédéric Achard, Nicolas Stach, Laurent Durieux, Jean-François Faure, and Danilo Mollicone. 2010. "Monitoring Forest Areas from Continental to Territorial Levels Using a Sample of Medium Spatial Resolution Satellite Imagery."

ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 65 (2): 191–197.

Eynard-Machet, Richard. 1993. “Anciens Cadastres et Évolution Des Paysages. Cartographie Historique de L’occupation Des Sols Dans Les Alpes de Savoie, France.” Revue de Géographie Alpine 81 (3): 51–66. doi:10.3406/rga.1993.3719.

Faïq, C., V. Fuzeau, E. Cahuzac, G. Allaire, O. Therond, and M. Bortzmeyer. 2013. “Les Prairies Permanentes: Évolution Des Surfaces En France, Etudes & Documents.” Ministry of Environment, General Commission for Sustainable Development, 18.

FAO. 1967. “World Symposium on Man-Made Forests and Their Industrial Importance.” Unasylva 21: 86–87.

———. 1974. “Soil Map of the World - Legend.” Paris: Unesco.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2016. “Situation Des Forêts Du Monde 2016. Forêts et Agriculture: Défis et Possibilités Concernant L’utilisation Des Terres.” 15588.

Farewell, Timothy S., Vernon T. Farewell, and Daniel M. Farewell. 2013. “Assessing Measures of Map Value for Thematic Maps with Sparse Data.” International Journal of Remote Sensing 34 (8): 2655–71. doi:10.1080/01431161.2012.747020.

Fargione, Joseph, Jason Hill, David Tilman, Stephen Polasky, and Peter Hawthorne. 2008. “Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt.” Science 319 (5867): 1235–38. doi:10.1126/science.1152747.

Farmer, Elizabeth, Tim R. Brewer, and Christophe A.D. Sannier. 2010. “Land Cover Attributes and Their Utility within Land Cover Mapping: A Practical Example.” Journal of Land Use Science 7 (1): 35–49. doi:10.1080/1747423X.2010.519789.

Fasquel, Frédéric, and Cete Nord Picardie. 2012. “Mesurer La Consommation D’espace Par L’urbanisation À Partir Des Fichiers Fonciers.” Du Document: Urbanisation et Consommation de L’espace, Une Question de Mesure, 41.

Fattorini, L. 2003. “A Two-Phase Sampling Strategy for Forest Inventories.” In Advances in Forest Inventory for Sustainable Forest Management and Biodiversity Monitoring, 143–156. Springer.

Fattorini, Lorenzo, Piermaria Corona, Gherardo Chirici, and Maria Chiara Pagliarella. 2015. “Design-Based Strategies for Sampling Spatial Units from Regular Grids with Applications to Forest Surveys, Land Use, and Land Cover Estimation.” Environmetrics 26 (3): 216–28. doi:10.1002/env.2332.

Fauset, Sophie, Michelle O. Johnson, Manuel Gloor, Timothy R. Baker, Abel Monteagudo M, Roel J. W. Brienen, Ted R. Feldpausch, et al. 2015. “Hyperdominance in Amazonian Forest Carbon Cycling.” Nature Communications 6 (April). doi:10.1038/ncomms7857.

Feddema, J. J. 2005. “The Importance of Land-Cover Change in Simulating Future Climates.” Science 310 (5754): 1674–78. doi:10.1126/science.1118160.

Fer, Nathalie. 1994. “Processus de Diffusion de La Friche et Télédétection.” Norois 164 (1): 657–66. doi:10.3406/noroi.1994.6592.

Feranec, Jan, Gerard Hazeu, Susan Christensen, and Gabriel Jaffrain. 2007a. “Corine Land Cover Change Detection in Europe (Case Studies of the Netherlands and Slovakia).” Land Use Policy 24 (1): 234–247.

———. 2007b. “Corine Land Cover Change Detection in Europe (Case Studies of the Netherlands and Slovakia).” Land Use Policy 24 (1): 234–47. doi:10.1016/j.landusepol.2006.02.002.

Feranec, Jan, Gerard Hazeu, Gabriel Jaffrain, and Tomáš Cebecauer. 2007. “Cartographic Aspects of Land Cover Change Detection (over- and Underestimation in the I&Corine Land Cover 2000 Project).” The Cartographic Journal 44 (1): 44–54.

Feranec, Ján, Gerard Hazeu, Gabriel Jaffrain, and Tomáš Cebecauer. 2007. “Cartographic Aspects of Land Cover Change Detection (Over- and Underestimation in the I&CORINE Land Cover 2000 Project).” Cartographic Journal, The 44 (1): 44–54. doi:10.1179/000870407X173869.

Feranec, Jan, Gabriel Jaffrain, Tomas Soukup, and Gerard Hazeu. 2010. “Determining Changes and Flows in European Landscapes 1990–2000 Using CORINE Land Cover Data.” Applied Geography 30 (1): 19–35. doi:10.1016/j.apgeog.2009.07.003.

Feranec, Jan, Tomas Soukup, Gerard Hazeu, and Gabriel Jaffrain. 2016. “Land Cover and Its Change in Europe: 1990-2006.” In Remote Sensing of Land Use and Land Cover: Principles and Applications, edited by Chandra Giri. CRC Press.

Fernand, BRAUDEL. 1986. “L’identité de La France.” Paris, Chams/Flammarion.

Ferretti-Gallon, Kalifi, and Jonah Busch. 2014. “What Drives Deforestation and What Stops It? A Meta-Analysis of Spatially Explicit Econometric Studies.” A Meta-Analysis of Spatially Explicit Econometric Studies (April 17, 2014).

Ferru, Marie. 2009. “La Trajectoire Cognitive Des Territoires: Le Cas Du Bassin Industriel de Châtellerault.” Revue d’Économie Régionale & Urbaine, no. 5: 935–955.

Ferry, B., T. Eglin, A. Bispo, É Dambrine, and C. Chenu. 2014. “Soil Organic Matter of Forests and Climate and Atmosphere Changes.”.

Feyt, Grégoire. 2011. “Les Visages et Usages de L’information Géographique Dans Le Processus de Décision Territoriale.” Les SIG Au Service Du Développement Territorial, Lausanne, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 131–151.

Fichera, Carmelo Riccardo. 2012. “Land Cover Classification and Change-Detection Analysis Using Multi-Temporal Remote Sensed Imagery and Landscape Metrics.” European Journal of Remote Sensing, March, 1–18. doi:10.5721/EuJRS20124501.

Fichera, Carmelo Riccardo, Giuseppe Modica, and Maurizio Pollino. 2011. “GIS and Remote Sensing to Study Urban-Rural Transformation during a Fifty-Year Period.” In Computational Science and Its Applications-ICCSA 2011, 237–252. Springer.

Fischer, F. 2012. “VGI as Big Data: A New but Delicate Geographic Data-Source.” GeoInformatics 15 (3): 46–47.

Fisher, Peter, Alexis J. Comber, and Richard Wadsworth. 2005. “Land Use and Land Cover: Contradiction or Complement.” Re-Presenting GIS, 85–98.

Fisher, Peter F. 1999. “Models of Uncertainty in Spatial Data.” Geographical Information Systems 1: 191–205.

Fitzpatrick-Lins, Katherine. 1981. “Comparison of Sampling Procedures and Data Analysis for a Land-Use and Land-Cover Map.” Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 47: 343–351.

Fjellstad, W. J., and Wenche E. Dramstad. 1999. “Patterns of Change in Two Contrasting Norwegian Agricultural Landscapes.” Landscape and Urban Planning 45 (4): 177–191.

Flahault, Ch. 1897. “Essai D’une Carte Botanique et Forestière de La France.” In Annales de Géographie, 6:289–312. JSTOR.

Flahault, Charles, and Carl Schroter. 1910. “Rapport Sur La Nomenclature Phytogeographique.” In Proceedings of the Third International Botanical Congress, Brussels, 1:131–164.

Flahault, Ch, and C. Schröter. 1910. “Nomenclature Phytogeographique.” In Rapports et Propositions. IIIe Congres International de Botanique, Bruxelles, 14:22.

Floch, Sophie Le, Anne-Sophie Devanne, and Jean-Pierre Deffontaines. 2005. “La « fermeture du paysage » : au-delà du phénomène, petite chronique d’une construction sociale.” L’Espace géographique tome 34 (1): 49–64.

Flores, Luis Ambrosio, Luis Iglesias Martínez, Carmen Marín Ferrer, Valero Pascual Gallego, and Arturo Serrano Bermejo. 2008. “A Spatial High-Resolution Model of the Dynamics of Agricultural Land Use.” Agricultural Economics 38 (2): 233–45. doi:10.1111/j.1574-0862.2008.00296.x.

Flynn, Helen C., Llorenç Milà i. Canals, Emma Keller, Henry King, Sarah Sim, Astley Hastings, Shifeng Wang, and Pete Smith. 2012. “Quantifying Global Greenhouse Gas Emissions from Land-Use Change for Crop Production.” Global Change Biology 18 (5): 1622–35. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02618.x.

Foley, J. A. 2005. “Global Consequences of Land Use.” Science 309 (5734): 570–74. doi:10.1126/science.1111772.

Folk, R. L. 1968. “Petrology of Sediment Rocks.” Hemphills, Austin, Texas, 177.

Folk, Robert L. 1951. “A Comparison Chart for Visual Percentage Estimation.” Journal of Sedimentary Research 21 (1)..

Foltête, Jean-Christophe. 2004. “Cartographie Des Éléments de Paysage Par Télédétection : La Forme Comme Révélateur de La Fonction.” In . Groupe Dupont.

Foltête, Jean-Christophe, Céline Clauzel, Xavier Girardet, Pierline Tournant, and Gilles Vuidel. 2012. “La Modélisation Des Réseaux

Écologiques Par Les Graphes Paysagers. Méthodes et Outils." Revue Internationale de Géomatique 22 (4): 641–58. doi:10.3166/rig.22.641-658.

Foltête, Jean-Christophe, Xavier Girardet, and Céline Clauzel. 2014. "A Methodological Framework for the Use of Landscape Graphs in Land-Use Planning." Landscape and Urban Planning 124 (April): 140–50. doi:10.1016/j.landurbplan.2013.12.012.

Fonseca, Frederico T., Max J. Egenhofer, C. A. Davis, and Karla AV Borges. 2000. "Ontologies and Knowledge Sharing in Urban GIS." Computers, Environment and Urban Systems 24 (3): 251–272.

Fonta, A. 2005. "Disponibilité Des Données D'occupation Du Sol Pour Leur Utilisation Dans Des Modèles Hydrologiques, Terrotoriaux et Environnementaux."

Fontaine, Sébastien. 2006. "Le Stockage de Carbone Dans Les Sols Dépend de L'interaction Entre Deux Types de Microbes." PPT presented at the Portes ouvertes de l'INRA de Clermont-Ferrand, INRA.

Fontelle, Jean-Pierre, Jean-Pierre Chang, Nadine Allemand, Nelly Audoux, Sébastien Beguier, and Christophe Clément. 2000. "Inventaire Des Émissions de Gaz À Effet de Serre En France Au Cours de La Période 1990-1999.".

Fontes-Rousseau, Camille, and René Jean. 2015. "L'utilisation du territoire en 2014 : Teruti-Lucas," April.

Foody, G. 2010. "Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices." The Photogrammetric Record 25 (130): 204–5. doi:10.1111/j.1477-9730.2010.00574_2.x.

Foody, Giles M. 2002. "Status of Land Cover Classification Accuracy Assessment." Remote Sensing of Environment 80 (1): 185–201.

———. 2006. "What Is the Difference between Two Maps? A Remote Senser's View." Journal of Geographical Systems 8 (2): 119–130.

———. 2010. "Assessing the Accuracy of Land Cover Change with Imperfect Ground Reference Data." Remote Sensing of Environment 114 (10): 2271–85. doi:10.1016/j.rse.2010.05.003.

Forêt, U. R., and CEMAGREF Agroforesterie. 2001. "Utilisation Des Bases de Données Écologiques et Dendrométriques Pour L'étude et La Gestion Des Boisements Naturels Sur D'anciennes Terres Agricoles En Déprise.".

Forriez, Maxime, Philippe Martin, and Laurent Nottale. 2010. "Lois d'échelle et transitions fractal-non fractal en géographie." L'Espace géographique 39 (2): 97–112.

Fottorino, Eric, and Jean-Pierre Benoît. 1989. La France En Friche. Lieu commun.

Foulard, Sophie, and Pauline Ziegler. 2013. "Comment Fabrique-T-on Le Mos ?" In Mos 1982-2012 Du Ciel À La Carte, by IAU, 1:10–13. Les Cahiers de l'IAU îdF 168.

Fourchy, Pierre. 1944. "Remarques Sur La Question Du Déboisement Des Alpes." Revue de Géographie Alpine 32 (1): 113–28. doi:10.3406/rga.1944.4790.

Franche-Comté, Université de. 1998. Troisièmes Rencontres de Theo Quant. Besnaçon: Presses Univ. Franche-Comté.

François, ASCHER. 1995. "Métapolis Ou L'avenir Des Villes." Paris, Odile Jacob.

Francois, Bousquet. 2001. "Modélisation D'accompagnement Simulations Multi-Agents et Gestion Des Ressources Naturelles et Renouvelables." Université Claude Bernard-Lyon I.

Frankhauser, Pierre. 2005. "La morphologie des tissus urbains et périurbains à travers une lecture fractale." Revue Géographique de l'Est 45 (3–4): 145–60.

Franks, Peter J., Mark A. Adams, Jeffrey S. Amthor, Margaret M. Barbour, Joseph A. Berry, David S. Ellsworth, Graham D. Farquhar, et al. 2013. "Sensitivity of Plants to Changing Atmospheric CO2 Concentration: From the Geological Past to the next Century." New Phytologist 197 (4): 1077–94. doi:10.1111/nph.12104.

Fréderic, Alexandre, and Alain Génin. 2008. Continu et Discontinu Dans L'espace Géographique. Vol. 16. Université Francois Rabelais.

Freitas, Marcos Wellausen Dias, João Roberto dos Santos, and Diógenes Salas Alves. 2013. "Land-Use and Land-Cover Change Processes in the Upper Uruguay Basin: Linking Environmental and Socioeconomic Variables." Landscape Ecology 28 (2): 311–27. doi:10.1007/s10980-012-9838-9.

Friedberg, Claudine, Marianne Cohen, and Nicole Mathieu. 2000. "Faut-Il Qu'un Paysage Soit Ouvert Ou Fermé ? L'exemple de La Pelouse Sèche Du Causse Méjan." Nature Sciences Sociétés 8 (4): 26–42. doi:10.1016/S1240-1307(01)80004-2.

Friedl, M. A., D. Muchoney, D. McIver, F. Gao, J. C. F. Hodges, and A. H. Strahler. 2000. "Characterization of North American Land Cover from NOAA-AVHRR Data Using the EOS MODIS Land Cover Classification Algorithm." Geophysical Research Letters 27 (7): 977–980.

Friedl, Mark A., Douglas K. McIver, John CF Hodges, X. Y. Zhang, D. Muchoney, Alan H. Strahler, Curtis E. Woodcock, Sucharita Gopal, Annemarie Schneider, and Amanda Cooper. 2002. "Global Land Cover Mapping from MODIS: Algorithms and Early Results." Remote Sensing of Environment 83 (1): 287–302.

Friedl, Mark A., Damien Sulla-Menashe, Bin Tan, Annemarie Schneider, Navin Ramankutty, Adam Sibley, and Xiaoman Huang. 2010. "MODIS Collection 5 Global Land Cover: Algorithm Refinements and Characterization of New Datasets." Remote Sensing of Environment 114 (1): 168–82. doi:10.1016/j.rse.2009.08.016.

Friggit, J. 2010. "Le Prix Des Logements Sur Le Long Terme." Structure 3: 1.

Fritz, Steffen, Ian McCallum, Christian Schill, Christoph Perger, Roland Grillmayer, Frédéric Achard, Florian Kraxner, and Michael Obersteiner. 2009. "Geo-Wiki.Org: The Use of Crowdsourcing to Improve Global Land Cover." Remote Sensing 1 (3): 345–54. doi:10.3390/rs1030345.

Fritz, Steffen, Linda See, Ian McCallum, Christian Schill, Michael Obersteiner, Marijn Van der Velde, Hannes Boettcher, Petr Havlík, and Frédéric Achard. 2011. "Highlighting Continued Uncertainty in Global Land Cover Maps for the User Community." Environmental Research Letters 6 (4): 44005.

Fritz, Steffen, Linda See, Ian McCallum, Christian Schill, Christoph Perger, and Michael Obersteiner. 2011. "Building a Crowd-Sourcing Tool for the Validation of Urban Extent and Gridded Population." In Computational Science and Its Applications - ICCSA 2011, edited by Beniamino Murgante, Osvaldo Gervasi, Andrés Iglesias, David Taniar, and Bernady O. Apduhan, 39–50. Lecture Notes in Computer Science 6783. Springer Berlin Heidelberg.

Fry, Ian. 2002. "Twists and Turns in the Jungle: Exploring the Evolution of Land Use, Land–Use Change and Forestry Decisions within the Kyoto Protocol." Review of European Community & International Environmental Law 11 (2): 159–68. doi:10.1111/1467-9388.t01-1-00314.

———. 2007. "More Twists, Turns and Stumbles in the Jungle: A Further Exploration of Land Use, Land-Use Change and Forestry Decisions within the Kyoto Protocol." Review of European Community & International Environmental Law 16 (3): 341–55. doi:10.1111/j.1467-9388.2007.00571.x.

Fuchs, Richard, Martin Herold, Peter H. Verburg, Jan GPW Clevers, and Jonas Eberle. 2014. "Gross Changes in Reconstructions of Historic Land Cover/use for Europe between 1900 and 2010." Global Change Biology.

Fuller, R. M., G. M. Smith, and B. J. Devereux. 2003a. "The Characterisation and Measurement of Land Cover Change through Remote Sensing: Problems in Operational Applications?" International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 4 (3): 243–253.

Fuller, R. M, G. M Smith, and B. J Devereux. 2003b. "The Characterisation and Measurement of Land Cover Change through Remote Sensing: Problems in Operational Applications?" International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 4 (3): 243–53. doi:10.1016/S0303-2434(03)00004-7.

Fuller, R. M, B. K Wyatt, and C. J Barr. 1998. "Countryside Survey from Ground and Space: Different Perspectives, Complementary Results." Journal of Environmental Management 54 (2): 101–26. doi:10.1006/jema.1998.0213.

Fürst, Christine, Katharina Helming, Carsten Lorz, Felix Müller, and Peter H. Verburg. 2013. "Integrated Land Use and Regional Resource Management – A Cross-Disciplinary Dialogue on Future Perspectives for a Sustainable Development of Regional Resources." Journal of Environmental Management 127 (September): S1–5. doi:10.1016/j.jenvman.2012.12.015.

Gabriel, Wackermann. 1979. “L’agriculture Face Aux Politiques D’utilisation Du Sol.” Études Rurales 76 (1): 128–29.

Gac, Armelle, Jean-Baptiste Dollé, André Le Gall, Kadja Klumpp, Thiphaine Tallec, Jérôme Mousset, Thomas Eglin, Antonio Bispo, Jean-Louis Peyraud, and Philippe Faverdin. n.d. “Le stockage du carbone par les prairies. Une voie d’atténuation de l’impact de l’élevage herbivore sur l’effet de serre.” Institut de l’élevage, L’essentiel, .

Gallego, F. J., E. Carfagna, and S. Peedell. n.d. “The Use of CORINE Land Cover to Improve Area Frame Survey Estimates.” Research in Official Statistics 2 (2): 99–122.

Gallego, F. Javier. 2004. “Remote Sensing and Land Cover Area Estimation.” International Journal of Remote Sensing 25 (15): 3019–3047.

Gallego, Francisco Javier, and Hans Jürgen Stibig. 2013. “Area Estimation from a Sample of Satellite Images: The Impact of Stratification on the Clustering Efficiency.” International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, Spatial Statistics for Mapping the Environment, 22 (June): 139–46. doi:10.1016/j.jag.2012.03.003.

Gallego, Javier. 2001. “Comparing CORINE Land Cover with a More Detailed Database in Arezzo (Italy).” In Towards Agri-Environmental Indicators. Integrating Statistical and Administrative Data with Land Cover Information, by Eurostat, DG Agricultutr, DG Environment, JRC, and EEA, 120–26. Joint Publication. Copenhague: EEA.

———. 2002. “Fine Scale Profile of CORINE Land Cover Classes with LUCAS Data.” European Commission (Ed.): Building Agro Environmental Indicators. Focussing on the European Area Frame Survey LUCAS, Vol. EUR Report 20521.

Gallego, Javier, and Catharina Bamps. 2008. “Using CORINE Land Cover and the Point Survey LUCAS for Area Estimation.” International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 10 (4): 467–475.

Gallego Pinilla, Francisco, and Susan Christensen. 2006. “Estimation of Land Cover Change Matrices - Use of Ground Surveys and Photo-Interpretation.”

Galochet, Marc. 2002. “Du Dessus Au Dedans: Une Approche Biogéographique Emboîtée Des Îlots Boisés.” L’information Géographique 66 (4): 341–350.

———. 2004. “Histoire de La Biogéographie Française Des Origines À Nos Jours.” Site Internet de La Commission de Biogéographie Du Comité National Français de Géographie.

———. 2010. “Le Massif Forestier Du Dehors et Du Dedans: Limites, Marges et Discontinuités de L’espace Forestier.” Revue Géographique de l’Est 49 (2–3).

Galvez, Matthieu Emmanuel, and Jérôme Gaillardet. 2012. “Historical Constraints on the Origins of the Carbon Cycle Concept.” Comptes Rendus Geoscience, Erosion–Alteration: from fundamental mechanisms to geodynamic consequences (Ebelmen’s Symposium), 344 (11–12): 549–67. doi:10.1016/j.crte.2012.10.006.

Gardi, Ciro, Panos Panagos, Marc Van Liedekerke, Claudio Bosco, and Delphine De Brogniez. n.d. “Land Take and Food Security: Assessment of Land Take on the Agricultural Production in Europe.” Journal of Environmental Planning and Management 0 (0): 1–15. doi:10.1080/09640568.2014.899490.

Gardner, Robert H., Bruce T. Milne, Monica G. Turnei, and Robert V. O’Neill. 1987. “Neutral Models for the Analysis of Broad-Scale Landscape Pattern.” Landscape Ecology 1 (1): 19–28. doi:10.1007/BF02275262.

Gasser, T., C. Guivarch, K. Tachiiri, C. D. Jones, and P. Ciais. 2015. “Negative Emissions Physically Needed to Keep Global Warming below 2 °C.” Nature Communications 6 (August): 7958. doi:10.1038/ncomms8958.

Gauberville, Christian, and Catherine Michel. 1999. “Typologie Des Accrus En Sologne et Boischaut Nord (Région Centre).” Ingénieries, ETA - Cemagref, , 133–139.

Gaucherel, C. 2007. “Multiscale Heterogeneity Map and Associated Scaling Profile for Landscape Analysis.” Landscape and Urban Planning 82 (3): 95–102. doi:10.1016/j.landurbplan.2007.01.022.

Gaucherel, C., S. Bérard, and F. Munoz. 2011. “Equation or Algorithm: Differences and Choosing Between Them.” Acta Biotheoretica 59 (1): 67–79. doi:10.1007/s10441-010-9119-4.

Gaucherel, Cédric, Frédéric Boudon, Thomas Houet, Mathieu Castets, and Christophe Godin. 2012. “Understanding Patchy Landscape Dynamics: Towards a Landscape Language.” PLoS ONE 7 (9): e46064. doi:10.1371/journal.pone.0046064.

Gaucherel, Cédric, Sébastien Griffon, Laurent Misson, and Thomas Houet. 2010. “Combining Process-Based Models for Future Biomass Assessment at Landscape Scale.” Landscape Ecology 25 (2): 201–215.

Gaudin, S., and E. Naudin. 1996. “Sylviculture D’arbre et Sylviculture de Peuplement.”.

Gaussen, Henri. 1930. “La Carte Des Productions Végétales.” In Annales de Géographie, 39:337–358. JSTOR. http://www.jstor.org/stable/23440288.

———. 1938. “Étages et zones de végétation de la France.” Annales de Géographie 47 (269): 463–87. doi:10.3406/geo.1938.11675.

———. 1945. “La Cartographie Phytogéographique En France.” Association Française Pour L’avancement Des Sciences t.3: 589–605.

GdR Cassini. 1999. Représentation de L’espace et Du Temps Dans Les SIG. Lavoisier. Vol. 9. Revue Internationale de Géomatique, Numéro spécial. Paris.

Geniaux, Ghislain, and Claude Napoléone. 2011. “Évaluation Des Effets Des Zonages Environnementaux Sur La Croissance Urbaine et L’activité Agricole.” Economie et Statistique 444 (1): 181–199.

Génot, Jean-Claude, and Marie-Claude Terrasson. 2008. La nature malade de la gestion. Paris: Le Sang de la Terre.

Gensior, A., W. Stümer, A. Laggner, Birgit Laggner, T. Riedel, K. Dunger, and A. Freibauer. 2011. “Modifications in the German LULUCF-Inventory 2012 Compared to Previous Years.” In , 20. Ispra, Italie.

Gerard, F., S. Petit, G. Smith, A. Thomson, N. Brown, S. Manchester, R. Wadsworth, et al. 2010. “Land Cover Change in Europe between 1950 and 2000 Determined Employing Aerial Photography.” Progress in Physical Geography 34 (2): 183–205. doi:10.1177/0309133309360141.

Germaine, Marie-Anne, and Anne Puissant. 2008. “Extraction d’indices paysagers et analyse quantitative des paysages de « vallées ordinaires » à partir de données images : L’exemple de la Seulles (Calvados, France).” Cybergeo : European Journal of Geography, June. doi:10.4000/cybergeo.19123.

Gibson, Clark C., Elinor Ostrom, and Toh-Kyeong Ahn. 2000. “The Concept of Scale and the Human Dimensions of Global Change: A Survey.” Ecological Economics 32 (2): 217–239.

GIEC. 2003b. “Réponse À La Décision 11/CP.7 Paragraphe 3(d) – Tâche UTCATF 3.” SBSTA.

———. 2016. “IPCC Agrees Special Reports, AR6 Workplan.” Communiqué de presse.

Gilg, Jean-Paul. 1978. “Photographie aérienne et espace rural.” Études rurales 71 (1): 275–315. doi:10.3406/rural.1978.2433.

Gillies, Robert R., Jayne Brim Box, Jürgen Symanzik, and Eli J. Rodemaker. 2003. “Effects of Urbanization on the Aquatic Fauna of the Line Creek Watershed, Atlanta—a Satellite Perspective.” Remote Sensing of Environment 86 (3): 411–422.

Giner, Nicholas M., Colin Polsky, Robert Gilmore Pontius Jr., and Daniel Miller Runfola. 2013. “Understanding the Social Determinants of Lawn Landscapes: A Fine-Resolution Spatial Statistical Analysis in Suburban Boston, Massachusetts, USA.” Landscape and Urban Planning 111 (March): 25–33. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.12.006.

Ginevan, Michael E. 1979. “Testing Land-Use Map Accuracy: Another Look.” Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 45 (10): 1371–1377.

Girard, Colette M., and Michel-Claude Girard. 1975. “Applications de La Télédétection À L’étude de La Biosphère.”.

Girard, Michel-Claude, and Colette M. Girard. 1999. Traitement Des Données de Télédétection. Dunod. Paris..

Giri, C., B. Pengra, J. Long, and T. R. Loveland. 2013. “Next Generation of Global Land Cover Characterization, Mapping, and Monitoring.” International Journal of Applied Earth Observation and

Geoinformation 25 (December): 30–37. doi:10.1016/j.jag.2013.03.005.

Giri, Chandra, Zhiliang Zhu, and Bradley Reed. 2005. “A Comparative Analysis of the Global Land Cover 2000 and MODIS Land Cover Data Sets.” Remote Sensing of Environment 94 (1): 123–32. doi:10.1016/j.rse.2004.09.005.

GMES/DG Regio. 2011. “Mapping Guide for a European Urban Atlas.”

Godard, Vincent. 2006. “Réflexion Sur Le Plan D’échantillonnage Appliquée À La Quantification Des Paysages.” L’Espace Géographique.

Godefroid, S., and M. Tanghe. 1995. “Le Maillage Écologique Des Reliques de Végétation Semi-Naturelle Dans La Région Herbagère Haut-Ardennaise.” Belgian Journal of Botany 128 (1): 33–47.

Godron, M. 1967. “Les Groupes Écologiques Imbriqués En Écailles.” Oecol. Plant 2: 217–226.

Godron, M., P. Daget, L. Emberger, G. Long, E. Le Floch, J. Poissonet, C. Sauvage, and J. P. Wacquant. 1983. “Code Pour Le Relevé Méthodique Pour La Végétation et Du Milieu.” Principes et Transcription Sur Cartes Perforées CNRS, Paris.

Godron, M., and J. Lepart. 1973. “Sur La Representation de La Dynamique de La Vegetation Au Moyen de Matrices de Succession.” Sukzessionsforschung, 269–287.

Godron, Michel, and Julien Andrieu. 2013. “Mise En Évidence Statistique D’un Continuum À Facettes Dans Les Baronnies.” In Continu et Discontinu Dans L’espace Géographique, edited by Alain Génin and Alexandre Fréderic, 145–70. Perspectives Villes et Territoires. Tours: Presses universitaires François-Rabelais.

Godwin, Christopher, Gang Chen, and Kunwar K. Singh. 2015. “The Impact of Urban Residential Development Patterns on Forest Carbon Density: An Integration of LiDAR, Aerial Photography and Field Mensuration.” Landscape and Urban Planning 136 (April): 97–109. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.12.007.

Goeldner-Gianella, Lydie, and Anne-Lise Humain-Lamoure. 2011. “Les enquêtes par questionnaire en géographie de l’environnement.” L’Espace géographique Tome 39 (4): 325–44.

Goetz, Scott J, Alessandro Baccini, Nadine T Laporte, Tracy Johns, Wayne Walker, Josef Kellndorfer, Richard A Houghton, and Mindy Sun. 2009. “Mapping and Monitoring Carbon Stocks with Satellite Observations: A Comparison of Methods.” Carbon Balance and Management 4 (1): 2. doi:10.1186/1750-0680-4-2.

Goldewijk, Kees Klein. 2013. “Footprints from the Past: Blueprint for the Future?” In Ecosystems and Land Use Change, edited by Ruth S. Defries, Gregory P. Asner, and Richard A. Houghton, 203–215. American Geophysical Union.

Goodale, Christine L., Michael J. Apps, Richard A. Birdsey, Christopher B. Field, Linda S. Heath, Richard A. Houghton, Jennifer C. Jenkins, Gundolf H. Kohlmaier, Werner Kurz, and Shirong Liu. 2002. “Forest Carbon Sinks in the Northern Hemisphere.” Ecological Applications 12 (3): 891–899.

Goodchild, Michael F. 2007. “Citizens as Sensors: The World of Volunteered Geography.” GeoJournal 69 (4): 211–221.

Goodchild, Michael F., and Linna Li. 2012. “Assuring the Quality of Volunteered Geographic Information.” Spatial Statistics 1 (May): 110–20. doi:10.1016/j.spasta.2012.03.002.

Goodchild, Michael F., and David M. Mark. 1987. “The Fractal Nature of Geographic Phenomena.” Annals of the Association of American Geographers 77 (2): 265–78. doi:10.1111/j.1467-8306.1987.tb00158.x.

Goodenough, David G., A. S. Bhogal, Hao Chen, and Andrew Dyk. 2001. “Comparison of Methods for Estimation of Kyoto Protocol Products of Forests from Multitemporal LANDSAT.” In Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2001. IGARSS’01. IEEE 2001 International, 2:764–767. IEEE.

Goodhart, Charles AE. 1984. “Problems of Monetary Management: The UK Experience.” In Monetary Theory and Practice, 91–121. Springer.

Gourmont, Rémy de. 1905. “XXI, « LA FIGURE DES PAYSAGES » ,.” In Promenades Philosophiques,. Mercure de France.

Granier, André, Claire Damesin, Daniel Epron, and Valérie Le Dantec. 2000. “Problématique Du Bilan de Carbone Dans Les Écosystèmes Forestiers: Exemple D’une Jeune Hêtraie de Plaine| Problematics of the Carbon Net-Balance Within the Forest Ecosystems: A Juvenile Beech Forest in the Lowlands.” Schweizerische Zeitschrift Fur Forstwesen 151 (9): 317–324.

Grassi, Giacomo. 2010. “Overview of Land Use, Land Use Change and Forestry Sector in EU.” In , 23. Bruxelles.

Grassi, Giacomo, Michel G. J. den Elzen, Andries F. Hof, Roberto Pilli, and Sandro Federici. 2012. “The Role of the Land Use, Land Use Change and Forestry Sector in Achieving Annex I Reduction Pledges.” Climatic Change 115 (3–4): 873–81. doi:10.1007/s10584-012-0584-4.

Grégoire, Caroline, and Claire Litaudon-Jouve. 2004. “Étude de La Dynamique de L’occupation Du Sol En Zone Viticole AOC Sur Trois Communes Du Bas-Rhin.” Revue Géographique de l’Est 44 (1–2): 43–53.

Greslier, Nathalie, J.-P. Renaud, and Ch Chauvin. 1995. “Les Forêts Subnaturelles de L’arc Alpin Français Réflexion Méthodologique Pour Un Recensement et Une Typologie Des Principales Forêts Alpines Peu Transformées Par L’homme.”.

Gressin, Adrien. 2014. “Mise À Jour D’une Base de Données D’occupation Du Sol À Grande Échelle En Milieux Naturels À Partir D’une Image Satellite THR.” Paris 5.

Grimmond, C.S.B, T.S King, F.D Cropley, D.J Nowak, and C Souch. 2002. “Local-Scale Fluxes of Carbon Dioxide in Urban Environments: Methodological Challenges and Results from Chicago.” Environmental Pollution 116, Supplement 1 (March): S243–54. doi:10.1016/S0269-7491(01)00256-1.

Grinand, Clovis. 2010. “Développement D’une Méthode de Spatialisation Des Stocks de Carbone Dans Le Sol À L’échelle Régionale.”.

Griselin, Madeleine, and Sébastien Nageleisen. 2004. “« Quantifier » le paysage au long d’un itinéraire à partir d’un échantillonnage photographique au sol.” Cybergeo : European Journal of Geography, January. doi:10.4000/cybergeo.3684.

Griselin, Madeleine, and Serge Ormaux. 2004. “Le Temps Du Paysage.” In Actes Des Congrès Nationaux Des Sociétés Historiques et Scientifiques, 21–34. Besançon.

Grosjean, Bénédicte. 2010. Urbanisation sans Urbanisme: Une Histoire de La Ville Diffuse. Editions Mardaga.

Group, IGBP Terrestrial Carbon Working, and others. 1998. “The Terrestrial Carbon Cycle: Implications for the Kyoto Protocol.” Science 280 (5368): 1393–1394.

Groupe Dupont. 2004. “La Forme En Géographie.” In . Vol. 4. Avignon.

Guay, Jean-Fran\ccois, and Jean-Philippe Waaub. 2010. “Revue Critique de Trois Outils de Modélisation Intégrée Du Territoire et de L’environnement Pour La Planification En Amérique Du Nord.” Développement Durable et Territoires. Économie, Géographie, Politique, Droit, Sociologie 1 (2).

Gueringer, A. 2000. “Friches et Enfrichement En Auvergne: L’apport Des Données Statistiques À Une Première Approche Du Problème.” In Les Friches Dans Le Massif Central. Mythes et Réalités, Presses Universitaires Blaise Pascal, 217–35. CERAMAC 14. Clermont-Ferrand.

Guermond, Yves. 2005. Modélisations En Géographie: Déterminismes et Complexités. Hermès science.

Guermond, Yves, Corentin Canévet, and Georges Macé. 1974. “Evolution Des Combinaisons Culturales Dans La France Du Nord-Ouest.” Bulletin de l’Association de Géographes Français 51 (420): 275–281.

Guermond, Yves, and Alain Leduc. 1975. “Réflexions Sur Les Procédures de Classification Automatique À Propos de L’utilisation Agricole Du Sol En France.” Espace Géographique 4 (1): 45–52.

Guermond, Yves, and Jean-Pierre Massias. 1973. “L’utilisation Agricole Du Sol En France: Deux Méthodes de Traitement de L’information.” Espace Géographique 2 (4): 267–273.

Guérois, Marianne. 2003. “Les Formes Des Villes Européennes Vues Du Ciel. Une Contribution de L’image CORINE Land Cover À La Comparaison Morphologique Des Grandes Villes d’Europe Occidentale.” Thèse, Université Panthéon-Sorbonne - Paris I.

Guidi, Claudia, Lars Vesterdal, Damiano Gianelle, and Mirco Rodeghiero. 2014. “Changes in Soil Organic Carbon and Nitrogen

Following Forest Expansion on Grassland in the Southern Alps." Forest Ecology and Management 328 (September): 103–16. doi:10.1016/j.foreco.2014.05.025.

Guihard, Véronique, and Claire Lesdos. 2007. "L'agriculture Sur Trente Ans: Une Analyse Comparative Avec L'industrie et Les Services." INSEE Références, Janvier.

Guillerme, Sylvie, Bernard Alet, Gérard Briane, Frédéric Coulon, and Éric Maire. 2009. "L'arbre Hors Forêt En France. Diversité, Usages et Perspectives.".

Guittet, Caroline, and Laurence Le Du Blayo. 2013. "Les Photographies Du Paysage : Quelles Analyses Des Dynamiques Paysagères ?" Projets de Paysage, Varia, , December.

Guo, L. B., and R. M. Gifford. 2002. "Soil Carbon Stocks and Land Use Change: A Meta Analysis." Global Change Biology 8 (4): 345–60. doi:10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x.

Gustafson, Eric J. 1998. "Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art?" Ecosystems 1 (2): 143–156.

———. 2013. "When Relationships Estimated in the Past Cannot Be Used to Predict the Future: Using Mechanistic Models to Predict Landscape Ecological Dynamics in a Changing World." Landscape Ecology 28 (8): 1429–37. doi:10.1007/s10980-013-9927-4.

Gustafson, Eric J., and George R. Parker. 1992. "Relationships between Landcover Proportion and Indices of Landscape Spatial Pattern." Landscape Ecology 7 (2): 101–10. doi:10.1007/BF02418941.

Gutman, Garik. 2004. Land Change Science: Observing, Monitoring and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface. Dordrecht; London: Kluwer Academic Publishers.

Guttenberg, Albert Z. 1959. "A Multiple Land Use Classification System." Journal of the American Institute of Planners 25 (3): 143–50. doi:10.1080/01944365908978322.

Guy, Jean, and Jean Pierre. 2013. "Application de La Télédétection Spatiale À La Cartographie Des Formations Forestières et Au Suivi de Leur Bvolution." Accessed October 21.

Guyon, Arnaud. 1999. "Typologie Des Accrus En Sologne et Boischaut Nord (Région Centre)." Ingénieries, ETA - Cemagref, , 163–167.

Haberl, Helmut, Simon Batterbury, and Emilio Moran. 2001. "Using and Shaping the Land: A Long-Term Perspective." Land Use Policy 18 (1): 1–8. doi:10.1016/S0264-8377(00)00040-5.

Haberl, Helmut, K. Heinz Erb, Fridolin Krausmann, Veronika Gaube, Alberte Bondeau, Christoph Plutzar, Simone Gingrich, Wolfgang Lucht, and Marina Fischer-Kowalski. 2007. "Quantifying and Mapping the Human Appropriation of Net Primary Production in Earth's Terrestrial Ecosystems." Proceedings of the National Academy of Sciences 104 (31): 12942–12947.

Haberl, Helmut, Karl-Heinz Erb, Fridolin Krausmann, Heidi Adensam, and Niels B. Schulz. 2003. "Land-Use Change and Socio-Economic Metabolism in Austria—Part II: Land-Use Scenarios for 2020." Land Use Policy 20 (1): 21–39. doi:10.1016/S0264-8377(02)00049-2.

Haberl, Helmut, Veronika Gaube, Ricardo Díaz-Delgado, Kinga Krauze, Angelika Neuner, Johannes Peterseil, Christoph Plutzar, Simron J. Singh, and Angheluta Vadineanu. 2009. "Towards an Integrated Model of Socioeconomic Biodiversity Drivers, Pressures and Impacts. A Feasibility Study Based on Three European Long-Term Socio-Ecological Research Platforms." Ecological Economics 68 (6): 1797–1812.

Hagen, Alex. 2003. "Fuzzy Set Approach to Assessing Similarity of Categorical Maps." International Journal of Geographical Information Science 17 (3): 235–249.

Hamelin, Lorie, Uffe Jørgensen, Bjørn M. Petersen, Jørgen E. Olesen, and Henrik Wenzel. 2012. "Modelling the Carbon and Nitrogen Balances of Direct Land Use Changes from Energy Crops in Denmark: A Consequential Life Cycle Inventory." GCB Bioenergy 4 (6): 889–907. doi:10.1111/j.1757-1707.2012.01174.x.

Hamre, Liv Norunn, Stein Tage Domaas, Ingvild Austad, and Knut Rydgren. 2007. "Land-Cover and Structural Changes in a Western Norwegian Cultural Landscape since 1865, Based on an Old Cadastral Map and a Field Survey." Landscape Ecology 22 (10): 1563–1574.

Hamza, Nabila. 2002. "L'Inventaire Forestier National, Outil D'évaluation et de Suivi de La Gestion Forestière." Forêt Méditerranéenne 23 (4): 363–67.

Han, K. 2004. "A Land Cover Classification Product over France at 1 Km Resolution Using SPOT4/VEGETATION Data." Remote Sensing of Environment 92 (1): 52–66. doi:10.1016/j.rse.2004.05.005.

Hangouët, J-F. 1998. "Approche et Méthodes Pour L'automatisation de La Généralisation Cartographique: Application En Bord de Ville." Thèse de doctorat, Université de Marne-la-Vallée.

Hansen, M. C., R. S. DeFries, John RG Townshend, and Rob Sohlberg. 2000. "Global Land Cover Classification at 1 Km Spatial Resolution Using a Classification Tree Approach." International Journal of Remote Sensing 21 (6–7): 1331–1364.

Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, et al. 2013. "High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change." Science 342 (6160): 850–53. doi:10.1126/science.1244693.

Harrower, Mark, Alan MacEachren, and Amy L. Griffin. 2000. "Developing a Geographic Visualization Tool to Support Earth Science Learning." Cartography and Geographic Information Science 27 (4): 279–293.

Harvey, Francis, Werner Kuhn, Hardy Pundt, Yaser Bishr, and Catharina Riedemann. 1999. "Semantic Interoperability: A Central Issue for Sharing Geographic Information." The Annals of Regional Science 33 (2): 213–232.

Harvey, Leslie Daryl Danny. 2000. Global Warming: The Hard Science. Harlow, England; New York: Prentice Hall.

Hashimoto, Seiji. 2008. "Different Accounting Approaches to Harvested Wood Products in National Greenhouse Gas Inventories: Their Incentives to Achievement of Major Policy Goals." Environmental Science & Policy 11 (8): 756–71. doi:10.1016/j.envsci.2008.08.002.

Hazeu, G. 2003. "CLC2000 Land Cover Database of the Netherlands. Monitoring Land Cover Changes between 1986 and 2000." Alterra-rapport 775/CGI-rapport 03-006. Wageningen, Alterra, Green World Research.

Hazeu, G. W., M. J. Metzger, C. A. Mucher, M. Perez-Soba, Ch. Renetzeder, and E. Andersen. 2011. "European Environmental Stratifications and Typologies: An Overview." Agriculture, Ecosystems & Environment, Scaling methods in integrated assessment of agricultural systems, 142 (1–2): 29–39. doi:10.1016/j.agee.2010.01.009.

Hazeu, Gerard W., Arnold K. Bregt, Allard JW de Wit, and Jan GPW Clevers. 2011. "A Dutch Multi-Date Land Use Database: Identification of Real and Methodological Changes." International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 13 (4): 682–689.

Hecht, Susanna B., Kathleen D. Morrison, and Christine Padoch. 2014. The Social Lives of Forests: Past, Present, and Future of Woodland Resurgence. University of Chicago Press.

Hediger, Werner, and others. 2009. "The Non-Permanence of Optimal Soil Carbon Sequestration." In 83rd Annual Conference of the Agricultural Economics Society, 30th March to 1st April.

Heistermann, Maik, Christoph Müller, and Kerstin Ronneberger. 2006. "Land in sight?Achievements, Deficits and Potentials of Continental to Global Scale Land-Use Modeling." Agriculture, Ecosystems & Environment 114 (2–4): 141–58. doi:10.1016/j.agee.2005.11.015.

Hénin, Stéphane, and M. Dupuis. 1945. Essai de Bilan de La Matière Organique Du Sol. Dudod.

Herold, M., J. S. Latham, A. Di Gregorio, and C. C. Schmullius. 2006. "Evolving Standards in Land Cover Characterization." Journal of Land Use Science 1 (2–4): 157–68. doi:10.1080/17474230601079316.

Herold, M., P. Mayaux, C. E. Woodcock, A. Baccini, and C. Schmullius. 2008. "Some Challenges in Global Land Cover Mapping: An Assessment of Agreement and Accuracy in Existing 1 Km Datasets." Remote Sensing of Environment 112 (5): 2538–2556.

Herold, Martin, Joseph Scepan, Keith C. Clarke, and others. 2002. "The Use of Remote Sensing and Landscape Metrics to Describe Structures and Changes in Urban Land Uses." Environment and Planning A 34 (8): 1443–1458.

Herold, Martin, Curtis E. Woodcock, Antonio Di Gregorio, Philippe Mayaux, Alan S. Belward, John Latham, and Christiane C. Schmullius. 2006. "A Joint Initiative for Harmonization and

Validation of Land Cover Datasets." Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on 44 (7): 1719–1727.

Hersperger, Anna M., and Matthias Bürgi. 2009. "Going beyond Landscape Change Description: Quantifying the Importance of Driving Forces of Landscape Change in a Central Europe Case Study." Land Use Policy 26 (3): 640–48. doi:10.1016/j.landusepol.2008.08.015.

Herzog, F., and A. Lausch. 2001. "Supplementing Land-Use Statistics with Landscape Metrics: Some Methodological Considerations." Environmental Monitoring and Assessment 72 (1): 37–50. doi:10.1023/A:1011949704308.

Hese, S., W. Lucht, C. Schmullius, M. Barnsley, R. Dubayah, D. Knorr, K. Neumann, T. Riedel, and K. Schröter. 2005. "Global Biomass Mapping for an Improved Understanding of the CO2 Balance—the Earth Observation Mission Carbon-3D." Remote Sensing of Environment 94 (1): 94–104. doi:10.1016/j.rse.2004.09.006.

Hess, George. 1994. "Pattern and Error in Landscape Ecology: A Commentary." Landscape Ecology 9 (1): 3–5. doi:10.1007/BF00135074.

Hess, George R., and Jeff M. Bay. 1997. "Generating Confidence Intervals for Composition-Based Landscape Indexes." Landscape Ecology 12 (5): 309–20. doi:10.1023/A:1007967425429.

Hietel, Elke, Rainer Waldhardt, and Annette Otte. 2004. "Analysing Land-Cover Changes in Relation to Environmental Variables in Hesse, Germany." Landscape Ecology 19 (5): 473–489.

Hilal, Mohamed. n.d. "La Nouvelle Typologie Des Campagnes Françaises et Des Espaces À Enjeux Spécifiques." DATAR , Territoires En Mouvement, no. 7.

Hilker, Thomas, Michael A. Wulder, Nicholas C. Coops, Julia Linke, Greg McDermid, Jeffrey G. Masek, Feng Gao, and Joanne C. White. 2009. "A New Data Fusion Model for High Spatial- and Temporal-Resolution Mapping of Forest Disturbance Based on Landsat and MODIS." Remote Sensing of Environment 113 (8): 1613–27. doi:10.1016/j.rse.2009.03.007.

Hoch, Greg A., and Jack F. Cully. 1999. "Effects of Temporal Variability in Ground Data Collection on Classification Accuracy." Geocarto International 14 (4): 7–14. doi:10.1080/10106049908542123.

Hofgartner, J. D., A. G. Hayes, J. I. Lunine, H. Zebker, B. W. Stiles, C. Sotin, J. W. Barnes, et al. 2014. "Transient Features in a Titan Sea." Nature Geoscience 7 (7): 493–96. doi:10.1038/ngeo2190.

Höhne, Niklas, Helcio Blum, Jan Fuglestvedt, Ragnhild Bieltvedt Skeie, Atsushi Kurosawa, Guoquan Hu, Jason Lowe, et al. 2011. "Contributions of Individual Countries' Emissions to Climate Change and Their Uncertainty." Climatic Change 106 (3): 359–391.

Höhne, Niklas, Sina Wartmann, Anke Herold, and Annette Freibauer. 2007. "The Rules for Land Use, Land Use Change and Forestry under the Kyoto Protocol—lessons Learned for the Future Climate Negotiations." Environmental Science & Policy 10 (4): 353–69. doi:10.1016/j.envsci.2007.02.001.

Hollaus, M., W. Mücke, B. Höfle, W. Dorigo, N. Pfeifer, W. Wagner, C. Bauerhansl, and B. Regner. 2009. "Tree Species Classification Based on Full-Waveform Airborne Laser Scanning Data." Proceedings of SILVILASER, 54–62.

Home, EoE. n.d. "IPCC Fourth Assessment Report, Working Group I: Chapter 1 IPCC Fourth Assessment Report, Working Group I: Chapter." Changes 3: 6.

Hord, R. Michael, and William Brooner. 1976. "Land-Use Map Accuracy Criteria." Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 42 (5).

Horn, Henry S., M. L. Cody, and J. M. Diamond. 1975. "Markovian Properties of Forest Succession.".

Horn, Henry S., and R. M. May. 1981. "Succession.".

Hornsby, Kathleen, and Max J. Egenhofer. 2002. "Modeling Moving Objects over Multiple Granularities." Annals of Mathematics and Artificial Intelligence 36 (1–2): 177–194.

Hosseini, M., M. R. Saradjian, A. Javahery, and S. Nadi. 2007. "Noise Removal from Land Cover Maps by Post Processing of Classification Reslts." In 2007 3rd International Conference on Recent Advances in Space Technologies, 309–14. doi:10.1109/RAST.2007.4284002.

Houdet, Joël. 2010. "Entreprises, Biodiversité et Services Écosystémiques. Quelles Interactions et Stratégies? Quelles Comptabilités?" AgroParisTech.

Houet, Thomas, D. Galop, F. Mazier, D. Sheeren, and J-F. Dejoux. 2012. "Modelling Past and Fulture Land Use and Cover Changes. A Multi-Scale Approach Applied in the Pyrenees - The MODE RESPYR Project." Poster presented at the AGILE.

Houet, Thomas, and Cédric Gaucherel. 2007. "Simulation Dynamique et Spatialement Explicite D'un Paysage Agricole Bocager. Validation Sur Un Petit Bassin Versant Breton Pour La Période 1981-1998." Revue Internationale de Géomatique 17 (3–4): 491–516. doi:10.3166/geo.17.491-516.

Houet, Thomas, and Laurence Hubert-Moy. 2006. "Modelling and Projecting Land-Use and Land-Cover Changes with a Cellular Automaton in Considering Landscape Trajectories: An Improvement for Simulation of Plausible Future States." Article. February 18.

Houet, Thomas, Laurence Hubert-Moy, Samuel Corgne, and Jean-Pierre Marchand. 2008. "Approche systémique du fonctionnement d'un territoire agricole bocager." L'Espace géographique Tome 37 (3): 270–86.

Houet, Thomas, Laurence Hubert-Moy, and Grégoire Mercier. 2004. "Modélisation du changement d'échelles en télédétection par une méthode neuronale : application a l'étude de l'évolution de l'occupation hivernale des sols en Bretagne." Cybergeo : European Journal of Geography, May. doi:10.4000/cybergeo.3617.

Houet, Thomas, Thomas R. Loveland, Laurence Hubert-Moy, Cédric Gaucherel, Darrell Napton, Christopher A. Barnes, and Kristi Sayler. 2009. "Exploring Subtle Land Use and Land Cover Changes: A Framework for Future Landscape Studies." Landscape Ecology 25 (2): 249–66. doi:10.1007/s10980-009-9362-8.

Houet, Thomas, Noémie Schaller, Mathieu Castets, and Cédric Gaucherel. n.d. "Improving the Simulation of Fine-Resolution Landscape Changes by Coupling Top-down and Bottom-up Land Use and Cover Changes Rules." International Journal of Geographical Information Science 0 (0): 1–29. doi:10.1080/13658816.2014.900775.

Houet, Thomas, Peter H. Verburg, and Thomas R. Loveland. 2009. "Monitoring and Modelling Landscape Dynamics." Landscape Ecology 25 (2): 163–67. doi:10.1007/s10980-009-9417-x.

Houghton, R.A. 2008. "Issues of Land-Use Change in the Context of the Carbon Cycle." The Woods Hole Research Center.

Houghton, R. A., J. E. Hobbie, J. M. Melillo, B. Moore, B. J. Peterson, G. R. Shaver, and G. M. Woodwell. 1983. "Changes in the Carbon Content of Terrestrial Biota and Soils between 1860 and 1980: A Net Release of CO"2 to the Atmosphere." Ecological Monographs 53 (3): 235. doi:10.2307/1942531.

Houghton, R. A., J. I. House, J. Pongratz, G. R. van der Werf, R. S. DeFries, M. C. Hansen, C. Le Quéré, and N. Ramankutty. 2012. "Carbon Emissions from Land Use and Land-Cover Change." Biogeosciences 9 (12): 5125–42. doi:10.5194/bg-9-5125-2012.

Houghton, R. A., G. R. van der Werf, R. S. DeFries, M. C. Hansen, J. I. House, C. Le Quéré, J. Pongratz, and N. Ramankutty. 2012. "Chapter G2 Carbon Emissions from Land Use and Land-Cover Change." Biogeosciences Discussions 9 (1): 835–78. doi:10.5194/bgd-9-835-2012.

Houghton, R.A., and C.L. Goodale. 2004. "Effects of Land-Use Change on the Carbon Balance of Terrestrial Ecosystems." In Geophysical Monograph Series, edited by Ruth S. DeFries, Gregory P. Asner, and Richard A. Houghton, 153:85–98. Washington, D. C.: American Geophysical Union..

Howard, D. C., C. J. Barr, and W. A. Scott. 1998. "The Validity of Using Countryside Survey Sample Data from Great Britain to Estimate Land Cover in Scotland." Journal of Environmental Management 52 (2): 131–46. doi:10.1006/jema.1997.0167.

Howard, D.M., P.J.A. Howard, and D.C. Howard. 1995. "A Markov Model Projection of Soil Organic Carbon Stores Following Land Use Changes." Journal of Environmental Management 45 (3): 287–302. doi:10.1006/jema.1995.0076.

Howard, John A., and others. 1970. "Aerial Photo-Ecology." Aerial Photo-Ecology.

Hu, Tan-Gao, Jun-Feng Xu, Deng-Rong Zhang, Jie Wang, and Yu-Zhou Zhang. 2013. "[Hard and soft classification method of multi-

spectral remote sensing image based on adaptive thresholds].” Guang Pu Xue Yu Guang Pu Fen Xi = Guang Pu 33 (4): 1038–42.

Hubert-Moy, Laurence, E. Lambin, and F. Gourmelon. 2004. “Transformations Actuelles Des Surfaces Terrestres: Contribution Française Au Programme LUCC.” INSU Prospective “Sociétés et Environnements.

Hudak, Andrew T., and Carol A. Wessman. 1997. “Textural Analysis of Aerial Photography to Characterize Large Scale Land Cover Change.” In Proceedings of the ESRI Users Conference, San Diego, CA..

Humbert, André. 1979. “De l’utilité pour la géographie de l’observation et de la photographie aériennes obliques (note méthodologique à partir d’une expérience récente).” Mélanges de la Casa de Velázquez 15 (1): 485–88. doi:10.3406/casa.1979.2307.

Humbert, Joseph. 1837. Sur le désastreux système du défrichement des forêts en France. Paris: Huzard.

Humboldt, Alexander von. 1805. “Exandre] de et Bonpland, A [Imé]: Essai Sur La Géographie Des Plantes: Accompagné D’un Tableau Physique Des Régions Équinoxiales, Fondé Sur Des Mesures Exécutées, Depuis Le Dixième Degré de Latitude Boréale Jusqu’au Dixième Degré de Latitude Australe, Pendant Les Années 1799, 1800, 1801, 1802 et 1803.” Strasbourg, Paris.

Hunsaker, Carolyn T., Michael F. Goodchild, Mark A. Friedl, and Ted J. Case. 2013. Spatial Uncertainty in Ecology: Implications for Remote Sensing and GIS Applications. Springer Science & Business Media.

Hunter, G. J. 2001. “Spatial Data Quality Revisited.” In Proceedings of GeoInfo 2001, 1–7.

Huntley, Brian, and Harry John Betteley Birks. 1983. “An Atlas of Past and Present Pollen Maps for Europe, 0-13,000 Years Ago.” http://www.citeulike.org/group/15400/article/13406102.

Hurtt, G. C., L. P. Chini, S. Frolking, R. A. Betts, J. Feddema, G. Fischer, J. P. Fisk, et al. 2011. “Harmonization of Land-Use Scenarios for the Period 1500–2100: 600 Years of Global Gridded Annual Land-Use Transitions, Wood Harvest, and Resulting Secondary Lands.” Climatic Change 109 (1–2): 117–61. doi:10.1007/s10584-011-0153-2.

Hurtt, G. C., S. Frolking, M. G. Fearon, B. Moore, E. Shevliakova, S. Malyshev, S. W. Pacala, and R. A. Houghton. 2006. “The Underpinnings of Land-Use History: Three Centuries of Global Gridded Land-Use Transitions, Wood-Harvest Activity, and Resulting Secondary Lands.” Global Change Biology 12 (7): 1208–1229. doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01150.x.

Hussain, Masroor, Dongmei Chen, Angela Cheng, Hui Wei, and David Stanley. 2013. “Change Detection from Remotely Sensed Images: From Pixel-Based to Object-Based Approaches.” ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 80 (June): 91–106. doi:10.1016/j.isprsjprs.2013.03.006.

Husson, Jean-Pierre. 2014. “La Lisière Forestière, Espace-Temps.” Accessed May 15.

Husson, Jean-Pierre, and Eric Marochini. 1997. “Les remembrements agricoles entre économie et écologie.” Norois 173 (1): 195–208. doi:10.3406/noroi.1997.6780.

IAU. 2014. Mos 1982-2012 Du Ciel À La Carte, de La Carte Au Territoire. Vol. I et II. Les Cahiers de l’IAU 169.

IAURIF. 2005. “ECOMOS 2000 Ou La Cartographie Détaillée Des Milieux Naturels En Île-de-France.” Note Rapide Sur L’environnement, no. 388: 6.

Ichter, J., D. Evans, and D. Richard. 2014. “Terrestrial Habitat Mapping in Europe: An Overview.” Publications Office of the European Union, Luxembourg.

IFN. 2004. Un SIG qui cache la forêtGéomatique expert n°36.

IFN-Montpellier, Place des Arcades. 2001. “Quelques Problèmes Posés Par L’évaluation Des Stocks et Flux de Carbone Forestiers Au Niveau National.” http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/5239.

IGN. 2015b. “Le Projet OCS GE.”

IGN (Institut National de l’Information Géographique et Forestière). 2013. “BD Carto® Version 3.1, Description Du Contenu.”

———. 2015. “BD Topo® Version 2.1, Description Du Contenu.”

Île-de-France, IAU. 2010. “Atlas Régional de l’Île-de-France. Les Milieux Humides Selon Ecomos 2000.” IAU.

Inglada, Jordi. 2016. “Réunion de Présentation Du Produit D’occupation Des Sols Du CES OSO – Compte Rendu.” Toulouse: Cesbio.

Inglada, Jordi, and Emmanuel Christophe. 2009. “The Orfeo Toolbox Remote Sensing Image Processing Software.” In IGARSS (4), 733–736.

Inspire. 2007. “Draft Implementing Rules Metadata.” Drafting Team Metadata. JRC.

Irwin, Elena G., and Jacqueline Geoghegan. 2001. “Theory, Data, Methods: Developing Spatially Explicit Economic Models of Land Use Change.” Agriculture, Ecosystems & Environment 85 (1): 7–24.

ISO (International Standards Organisation). 2003a. “ISO 19115 Geographical Information – Metadata, International Standards Organisation.” Genève.

———. 1994. “Norme ISO 5725-1, 1994 BS ISO 5725-1 Part 1: General Principles and Definitions.”

Iversen, Peter, Donna Lee, and Marcelo Rocha. 2014. “Comprendre L’utilisation Des Terres Dans La CCNUCC.” rapport spécial. Climate and land use alliance.

Iwao, Koki, Kenlo Nishida Nasahara, Tsuguki Kinoshita, Yoshiki Yamagata, Dave Patton, and Satoshi Tsuchida. 2011. “Creation of New Global Land Cover Map with Map Integration.” Journal of Geographic Information System 3 (2): 160.

Jacob, Nicolas. 2010. “Des archives aux paysages : milieux, dynamiques, territoires.” Géocarrefour, no. 1(May): 3–6.

Jacobson, Carol R. 2011. “Identification and Quantification of the Hydrological Impacts of Imperviousness in Urban Catchments: A Review.” Journal of Environmental Management 92 (6): 1438–1448.

Jacqueminet, C., S. Kermadi, K. Michel, D. Béal, M. Gagnage, F. Branger, S. Jankowfsky, and I. Braud. 2013. “Land Cover Mapping Using Aerial and VHR Satellite Images for Distributed Hydrological Modelling of Periurban Catchments: Application to the Yzeron Catchment (Lyon, France).” Journal of Hydrology, Hydrology of peri-urban catchments: processes and modelling, 485 (April): 68–83. doi:10.1016/j.jhydrol.2013.01.028.

Jacquot, Alain. 2003. “De plus En plus de Maisons Individuelles.” Insee Première 885 (4).

Jahan, Sarwar. 1986. “The Determination of Stability and Similarity of Markovian Land Use Change Processes: A Theoretical and Empirical Analysis.” Socio-Economic Planning Sciences 20 (4): 243–251.

Jain, Atul K., Prasanth Meiyappan, Yang Song, and Joanna I. House. 2013. “CO2 Emissions from Land-Use Change Affected More by Nitrogen Cycle, than by the Choice of Land-Cover Data.” Global Change Biology 19 (9): 2893–2906. doi:10.1111/gcb.12207.

Jansen, L. J. M. 2006. “Harmonization of Land Use Class Sets to Facilitate Compatibility and Comparability of Data across Space and Time.” Journal of Land Use Science 1 (2–4): 127–56. doi:10.1080/17474230601079241.

Jansen, Louisa J.M., Geoff Groom, and Giancarlo Carrai. 2008. “Land-Cover Harmonisation and Semantic Similarity: Some Methodological Issues.” Journal of Land Use Science 3 (2–3): 131–60. doi:10.1080/17474230802332076.

Jansen, Louisa JM, and Tom Veldkamp. 2012. “Evaluation of the Variation in Semantic Contents of Class Sets on Modelling Dynamics of Land-Use Changes.” International Journal of Geographical Information Science 26 (4): 717–746.

Janssens, I. A., Wouter Dieleman, Sebastiaan Luyssaert, Jens-Arne Subke, Markus Reichstein, Reinhart Ceulemans, Philippe Ciais, et al. 2010. “Reduction of Forest Soil Respiration in Response to Nitrogen Deposition.” Nature Geoscience 3 (5): 315–322.

Janssens, Ivan A., Annette Freibauer, Philippe Ciais, Pete Smith, Gert-Jan Nabuurs, Gerd Folberth, Bernhard Schlamadinger, et al. 2003. “Europe’s Terrestrial Biosphere Absorbs 7 to 12% of European Anthropogenic CO2 Emissions.” Science 300 (5625): 1538–1542.

Janty, Gwenaelle. 2014. “Les Enjeux de La Préservation et Du Développement D’un Paysage Culturel: Le Cas de La Palmeraie de L’oasis de Figuig (Maroc).” Thèse de doctorat, Paris: Université Paris Diderot. https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01097918.

Jarrige, Françoise, Christophe Delay, Pierre Montfraix, Jean-Paul Gambier, Jennifer Buyck, and Jean-Pierre Chery. 2009. “Mutation

Du Foncier Agricole En Frange Urbaine. Elaboration et Mise À L'épreuve D'une Politique de Régulation Territoriale." In . Clermont-Ferrand.

Javelle, Aurélie. 2008. "Les Limites D'une Politique de Replantation En Pays Bocager: Exemple D'une Politique de Développement Durable Dans Le Nord de l'Ille-et-Vilaine." Territoire En Mouvement. Revue de Géographie et D'aménagement, no. 4: 88–98.

Jean, Yves. 1997. "Analyse Comparative Des Deux Modèles Explicatifs Des Évolutions Des Espaces Ruraux Fran\ccais." In Annales de Géographie, 106:631–646..

Jean P. Ometto, Rostyslav Bun. 2014. "Uncertainties in Greenhouse Gases Inventories – Expanding Our Perspective." Climatic Change 124 (3): 451–58. doi:10.1007/s10584-014-1149-5.

Jin, Suming, and Steven A. Sader. 2005. "MODIS Time-Series Imagery for Forest Disturbance Detection and Quantification of Patch Size Effects." Remote Sensing of Environment 99 (4): 462–470.

Jo, Hyun-Kil, and Gregory E. McPherson. 1995. "Carbon Storage and Flux in Urban Residential Greenspace." Journal of Environmental Management 45 (2): 109–33. doi:10.1006/jema.1995.0062.

Jobbágy, Esteban G., and Robert B. Jackson. 2000. "The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and Its Relation to Climate and Vegetation." Ecological Applications 10 (2): 423–436.

JOENNOZ, RENÉ. 2001. "LES BESOINS DES SERVICES DE L'ÉTAT EN MATIÈRE D'INVENTAIRE FORESTIER." Revue Forestière Française 53 (3–4): 310–313.

JOENNOZ, René. 2001. "Les Besoins Des Services de l'Etat En Matière D'inventaire Forestier." Revue Forestière Française 53 (3–4): 310–313.

Johansen, Kasper, Dirk Tiede, Thomas Blaschke, Lara A. Arroyo, and Stuart Phinn. 2011. "Automatic Geographic Object Based Mapping of Streambed and Riparian Zone Extent from LiDAR Data in a Temperate Rural Urban Environment, Australia." Remote Sensing 3 (6): 1139–1156.

Johnson, J, A Franzluebbers, S Weyers, and D Reicosky. 2007. "Agricultural Opportunities to Mitigate Greenhouse Gas Emissions." Environmental Pollution 150 (1): 107–24. doi:10.1016/j.envpol.2007.06.030.

Joliveau, Thierry. 2004. "Géomatique et Gestion Environnementale Du Territoire: Recherche Sur Un Usage Géographique Des SIG."

Jollivet, Marcel. 1992. "Sciences de La Nature, Sciences de La Société." Les Passeurs de Frontières. Paris: CNRS.

Jonard, Mathieu, I. Caignet, Q. Ponette, and M. Nicolas. 2013. "Évolution Du Carbone Des Sols Forestiers de France Métropolitaine - Détection et Quantification À Partir Des Données Mesurées Sur Le Réseau Renecofor." Rapport final d'étude. Renecofor. Louvain-la-neuve: Maaf-ONF-UCL.

Jonard, Mathieu, Alfred Fürst, Arne Verstraeten, Anne Thimonier, Volkmar Timmermann, Nenad Potočić, Peter Waldner, et al. 2015. "Tree Mineral Nutrition Is Deteriorating in Europe." Global Change Biology 21 (1): 418–430.

Jong, R. de, and S. de Bruin. 2012. "Linear Trends in Seasonal Vegetation Time Series and the Modifiable Temporal Unit Problem." Biogeosciences 9 (1): 71–77. doi:10.5194/bg-9-71-2012.

Jongman, R.H.G. 2002. "Homogenisation and Fragmentation of the European Landscape: Ecological Consequences and Solutions." Landscape and Urban Planning 58 (2–4): 211–21. doi:10.1016/S0169-2046(01)00222-5.

Josselin, Didier, Claude Janin, and Jérôme Bolot. 2013. "Proposition d'une lecture territoriale des «flux agricoles»." Revue Géographique de l'Est 39 (4). http://rge.revues.org/4338.

Jr, Robert Gilmore Pontius, Anna J. Versluis, and Nicholas R. Malizia. 2006. "Visualizing Certainty of Extrapolations from Models of Land Change." Landscape Ecology 21 (7): 1151–66. doi:10.1007/s10980-006-7285-1.

JRC. 2015. "Global Land Cover 2000." http://forobs.jrc.ec.europa.eu/products/glc2000/glc2000.php.

Juillard, Étienne. 1961. "La Genèse Des Paysages Agraires [Xavier de Planhol, ~~De La Plaine Pamphylienne Aux Lacs Pisidiens. Nomadisme et Vie Paysanne~~]." Annales. Économies, Sociétés, Civilisations 16 (5): 993–1003. doi:10.3406/ahess.1961.420777.

Juin-Rialland, Cécile. 2009. "De La Géographie Rurale À L'analyse Des Paysages: Le Témoignage D'un Chercheur." L'Information Géographique 73 (1): 17–29.

Julien, Philippe. 2000. "Mesurer Un Univers Urbain En Expansion." Economie et Statistique 336 (1): 3–33.

Jung, Martin, Kathrin Henkel, Martin Herold, and Galina Churkina. 2006. "Exploiting Synergies of Global Land Cover Products for Carbon Cycle Modeling." Remote Sensing of Environment 101 (4): 534–53. doi:10.1016/j.rse.2006.01.020.

Kallis, Giorgos, and Richard B. Norgaard. 2010. "Coevolutionary Ecological Economics." Ecological Economics 69 (4): 690–99. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.09.017.

Kamagata, Noritoshi, Yukio Akamatsu, Masaru Mori, Y. Qing Li, Y. Hoshinoy, and Keitarou Hara. 2005. "Comparison of Pixel-Based and Object-Based Classifications of High Resolution Satellite Data in Urban Fringe Areas." In Proceedings of the 26th Asian Conference on Remote Sensing. Hanoi, Vietnam. Vol. 7.

Kampichler, Christian, Chris A. M. van Turnhout, Vincent Devictor, and Henk P. van der Jeugd. 2012. "Large-Scale Changes in Community Composition: Determining Land Use and Climate Change Signals." PLoS ONE 7 (4): e35272. doi:10.1371/journal.pone.0035272.

Kanianska, Radoslava, Miriam Kizeková, Jozef Nováček, and Martin Zeman. 2014. "Land-Use and Land-Cover Changes in Rural Areas during Different Political Systems: A Case Study of Slovakia from 1782 to 2006." Land Use Policy 36 (January): 554–66. doi:10.1016/j.landusepol.2013.09.018.

Kaplan, Jed O., Kristen M. Krumhardt, Erle C. Ellis, William F. Ruddiman, Carsten Lemmen, and Kees Klein Goldewijk. 2011. "Holocene Carbon Emissions as a Result of Anthropogenic Land Cover Change." The Holocene 21 (5): 775–91. doi:10.1177/0959683610386983.

Kaplan, Jed O., Kristen M. Krumhardt, and Niklaus Zimmermann. 2009. "The Prehistoric and Preindustrial Deforestation of Europe." Quaternary Science Reviews 28 (27–28): 3016–34. doi:10.1016/j.quascirev.2009.09.028.

Kaplan, Jed O., Kristen M. Krumhardt, and Niklaus E. Zimmermann. 2012. "The Effects of Land Use and Climate Change on the Carbon Cycle of Europe over the Past 500 Years." Global Change Biology 18 (3): 902–14. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02580.x.

Karnosky, D. F., K. S. Pregitzer, D. R. Zak, M. E. Kubiske, G. R. Hendrey, D. Weinstein, M. Nosal, and K. E. Percy. 2005. "Scaling Ozone Responses of Forest Trees to the Ecosystem Level in a Changing Climate." Plant, Cell & Environment 28 (8): 965–81. doi:10.1111/j.1365-3040.2005.01362.x.

Käyhkö, Niina, and Helle Skaanes. 2006. "Change Trajectories and Key Biotopes—assessing Landscape Dynamics and Sustainability." Landscape and Urban Planning 75 (3): 300–321.

Käyhkö, Niina, and Helle Skånes. 2008. "Retrospective Land Cover/land Use Change Trajectories as Drivers behind the Local Distribution and Abundance Patterns of Oaks in South-Western Finland." Landscape and Urban Planning 88 (1): 12–22. doi:10.1016/j.landurbplan.2008.07.003.

Keenleyside, Clunie, Graham Tucker, and Andrew McConville. 2010. "Farmland Abandonment in the EU: An Assessment of Trends and Prospects." London: WWF and IEEP.

Keith, Aidan M., Rebecca L. Rowe, Kim Parmar, Mike P. Perks, Ewan Mackie, Marta Dondini, and Niall P. McNamara. 2014. "Implications of Land Use Change to Short Rotation Forestry in Great Britain for Soil and Biomass Carbon." GCB Bioenergy, n/a–n/a. doi:10.1111/gcbb.12168.

Kempeneers, P., D. McInerney, F. Sedano, J. Gallego, P. Strobl, S. Kay, K. T. Korhonen, and J. San-Miguel-Ayanz. 2013. "Accuracy Assessment of a Remote Sensing-Based, Pan-European Forest Cover Map Using Multi-Country National Forest Inventory Data." IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing 6 (1): 54–65. doi:10.1109/JSTARS.2012.2236079.

Kerry, Ruth, Pierre Goovaerts, Barry G. Rawlins, and Ben P. Marchant. 2012. "Disaggregation of Legacy Soil Data Using Area to Point Kriging for Mapping Soil Organic Carbon at the Regional Scale." Geoderma 170 (January): 347–58. doi:10.1016/j.geoderma.2011.10.007.

Kestemont, Bruno. 2004. “Evaluation de L’enquête Aréolaire LUCAS Du Point de Vue de L’estimation de L’évolution de L’occupation et de L’utilisation Du Sol En Belgique Entre 2001 et 2003.” Contrat Eurostat LUCAS-Dataset-2004-0002. Statistics Belgium.

Kienast, Felix. 1993. “Analysis of Historic Landscape Patterns with a Geographical Information System — a Methodological Outline.” Landscape Ecology 8 (2): 103–18. doi:10.1007/BF00141590.

Kienast, Felix, Janine Bolliger, Marion Potschin, Rudolf S. De Groot, Peter H. Verburg, Iris Heller, Dirk Wascher, and Roy Haines-Young. 2009. “Assessing Landscape Functions with Broad-Scale Environmental Data: Insights Gained from a Prototype Development for Europe.” Environmental Management 44 (6): 1099–1120.

Kienast, Felix, Otto Wildi, and Sucharita Ghosh. 2009. A Changing World. Dordrecht: Springer. http://www.myilibrary.com?id=203845.

Kim, Dae Sik, Kei Mizuno, and Shintaro Kobayashi. 2002. “Analysis of Land-Use Change System Using the Species Competition Concept.” Landscape and Urban Planning, Fragmentation and Land Use Planning: Analysis and beyond?, 58 (2–4): 181–200. doi:10.1016/S0169-2046(01)00220-1.

Kim, Do-Hyung, Joseph O. Sexton, Praveen Noojipady, Chengquan Huang, Anupam Anand, Saurabh Channan, Min Feng, and John R. Townshend. 2014. “Global, Landsat-Based Forest-Cover Change from 1990 to 2000.” Remote Sensing of Environment 155 (December): 178–93. doi:10.1016/j.rse.2014.08.017.

Kim, Jae Hong. 2013. “Spatiotemporal Scale Dependency and Other Sensitivities in Dynamic Land-Use Change Simulations.” International Journal of Geographical Information Science 27 (9): 1782–1803. doi:10.1080/13658816.2013.787145.

Kimble, John M., Ronald F. Follett, and Bobby A. Stewart. 2000. Assessment Methods for Soil Carbon. CRC Press.

King, John L., and Kenneth L. Kraemer. 1993. “Models, Facts, and the Policy Process: The Political Ecology of Estimated Truth.”.

King, Leslie J. 1985. “Central Place Theory.” http://econpapers.repec.org/bookchap/rribkchap/06.htm.

King, R. B. 2002. “Land Cover Mapping Principles: A Return to Interpretation Fundamentals.” International Journal of Remote Sensing 23 (18): 3525–45. doi:10.1080/01431160110109606.

Kirat, Thierry, and André Torre, eds. 2008. Territoires de conflits: Analyses des mutations de l’occupation de l’espace. Paris: Harmattan.

Klatzmann, J. n.d. “La Localization Des Cultures et Des Productions Animales En France, 1955.” Imprimerie Nationale.

Klein Goldewijk, Kees, Arthur Beusen, Gerard van Drecht, and Martine de Vos. 2011. “The HYDE 3.1 Spatially Explicit Database of Human-Induced Global Land-Use Change over the Past 12,000 Years.” Global Ecology and Biogeography 20 (1): 73–86. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00587.x.

Klein Goldewijk CGM, Battjes JJ. n.d. “A Hundred Year (1890 - 1990) Database for Integrated Environmental Assessments (HYDE, Version 1.1).”

Klijn, J. A., and R. H. G. Jongman. 2004. “Driving Forces behind Landscape Transformation in Europe, from a Conceptual Approach to Policy Options.”.

Klir, George, and Bo Yuan. 1995. Fuzzy Sets and Fuzzy Logic. Vol. 4. Prentice hall New Jersey.

Koerner, Waltraud, Bruno CINOTTI, J.H. JUSSY, and Marc BENOÎT. 2000. “Evolution des surfaces boisées en France depuis le début du XIXème siècle : identification et localisation des boisements des territoires agricoles abandonnés.” Revue Forestière Française LII (3). http://hdl.handle.net/2042/5359.

Koh, Lian Pin, and Serge A. Wich. 2012. “Dawn of Drone Ecology: Low-Cost Autonomous Aerial Vehicles for Conservation.” Tropical Conservation Science 5 (2): 121–132.

Kok, Kasper, and A. Veldkamp. 2001. “Evaluating Impact of Spatial Scales on Land Use Pattern Analysis in Central America.” Agriculture, Ecosystems & Environment 85 (1): 205–221.

Kok, Wim. 2004. Facing the Challenge [Recurso Electrónico]: The Lisbon Strategy for Growth and Employment/report of the High Level Group Chaired by Wim Kok.

Kolb, Melanie, Jean-François Mas, and Leopoldo Galicia. 2013. “Evaluating Drivers of Land-Use Change and Transition Potential Models in a Complex Landscape in Southern Mexico.” International Journal of Geographical Information Science 27 (9): 1804–27. doi:10.1080/13658816.2013.770517.

Korner, Christian. 2003. “Atmospheric Science. Slow In, Rapid out--Carbon Flux Studies and Kyoto Targets.” Science (New York, N.Y.) 300 (5623): 1242–43. doi:10.1126/science.1084460.

Kosmidou, Vasiliki, Zisis Petrou, Robert G. H. Bunce, Caspar A. Mücher, Robert H. G. Jongman, Marion M. B. Bogers, Richard M. Lucas, et al. 2014. “Harmonization of the Land Cover Classification System (LCCS) with the General Habitat Categories (GHC) Classification System.” Ecological Indicators 36 (January): 290–300. doi:10.1016/j.ecolind.2013.07.025.

Krausmann, F., H. Haberl, K. -H. Erb, M. Wiesinger, V. Gaube, and S. Gingrich. 2009. “What Determines Geographical Patterns of the Global Human Appropriation of Net Primary Production?” Journal of Land Use Science 4 (1–2): 15–33. doi:10.1080/17474230802645568.

Krausmann, Fridolin, Helmut Haberl, Niels B Schulz, Karl-Heinz Erb, Ekkehard Darge, and Veronika Gaube. 2003. “Land-Use Change and Socio-Economic Metabolism in Austria—Part I: Driving Forces of Land-Use Change: 1950–1995.” Land Use Policy 20 (1): 1–20. doi:10.1016/S0264-8377(02)00048-0.

Krna, Matthew A., and Gillian L. Rapson. 2013. “Clarifying ‘carbon Sequestration.’” Carbon Management 4 (3): 309–322.

Küchler, A. W. 1955. “A Comprehensive Method of Mapping Vegetation*.” Annals of the Association of American Geographers 45 (4): 404–12. doi:10.1111/j.1467-8306.1955.tb01495.x.

Kuemmerle, Tobias, Pontus Olofsson, Oleh Chaskovskyy, Matthias Baumann, Katarzyna Ostapowicz, Curtis E. Woodcock, Richard A. Houghton, Patrick Hostert, William S. Keeton, and Volker C. Radeloff. 2011. “Post-Soviet Farmland Abandonment, Forest Recovery, and Carbon Sequestration in Western Ukraine.” Global Change Biology 17 (3): 1335–1349.

Kuhn, M., S. Pfister, I. Vontobel, C. Willi, S. De Sabbata, and A. Çöltekin. 2015. “TIMELINE: A Tool for the Video Analysis and Visualisation of Geographic Phenomena over Time.”. Accessed September 17.

Kuhn, Werner. 2003. “Semantic Reference Systems.” International Journal of Geographical Information Science 17 (5): 405–409.

———. 2005. “Geospatial Semantics: Why, of What, and How?” In Journal on Data Semantics III, 1–24. Springer.

Kuhnholtz-Lordat, G. 1949. La Cartographie Parcellaire de La Vegetation:(ses Principes et Applications Agronomiques). Institut national de la recherche agronomique. http://library.wur.nl/WebQuery/clc/467143.

Kuntz, Steffen, Elisabeth Schmeer, Markus Jochum, and Geoffrey Smith. 2014. “Towards an European Land Cover Monitoring Service and High-Resolution Layers.” In Land Use and Land Cover Mapping in Europe, edited by Ioannis Manakos and Matthias Braun, 43–52. Remote Sensing and Digital Image Processing 18. Springer Netherlands.

Kuzera, Kristopher, and Robert Gilmore Pontius. 2008. “Importance of Matrix Construction for Multiple-Resolution Categorical Map Comparison.” GIScience & Remote Sensing 45 (3): 249–74. doi:10.2747/1548-1603.45.3.249.

Kyba, Christopher C. M., Stefanie Garz, Helga Kuechly, Alejandro Sánchez de Miguel, Jaime Zamorano, Jürgen Fischer, and Franz Hölker. 2014. “High-Resolution Imagery of Earth at Night: New Sources, Opportunities and Challenges.” Remote Sensing 7 (1): 1–23. doi:10.3390/rs70100001.

Laba, M., S. K. Gregory, J. Braden, D. Ogurcak, E. Hill, E. Fegraus, J. Fiore, and S. D. DeGloria. 2002. “Conventional and Fuzzy Accuracy Assessment of the New York Gap Analysis Project Land Cover Map.” Remote Sensing of Environment 81 (2): 443–455.

Laboratoire de Géographie rurale. 1976. “Réflexions Sur L’espace Rural Français. Approches, Définitions, Aménagement.” Université de Paris 1 - ENS de Fontenay-aux-Roses.

Labreuche, J., LE Souder, P. Castillon, and JF Ouvry. 2007. “Evaluation Des Impacts Environnementaux Des Techniques Culturales Sans Labour (TCSL) En France.” Partie I: La Pratique Des TCSL En France. ADEME.

Labrue, Claire. 2009a. “Le Massif, Ses Marges et La Préoccupation D’enfermement de L’habitat. Exemple Des Vosges Du Nord.” Revue Géographique de l’Est 49 (2–3). http://rge.revues.org/2007.

———. 2009b. “L’enfermement de L’habitat Par La Forêt: Exemples Du Plateau de Millevaches, Des Maures et Des Vosges Du Nord.” Limoges. http://www.theses.fr/2009LIMO2008.

Lacoste, Yves. 1980. “Les Objets Géographiques.” Cartes et Figures de La Terre, Centre Georges Pompidou, Paris, p16–23.

Lafont, S., Y. Zhao, J.-C. Calvet, P. Peylin, P. Ciais, F. Maignan, and M. Weiss. 2012. “Modelling LAI, Surface Water and Carbon Fluxes at High-Resolution over France: Comparison of ISBA-A-Gs and ORCHIDEE.” Biogeosciences 9 (1): 439–56. doi:10.5194/bg-9-439-2012.

Lal, R. 2004. “Soil Carbon Sequestration to Mitigate Climate Change.” Geoderma 123 (1–2): 1–22. doi:10.1016/j.geoderma.2004.01.032.

Lal, Rattan, Wakene Negassa, and Klaus Lorenz. 2015. “Carbon Sequestration in Soil.” Current Opinion in Environmental Sustainability, Environmental change issues, 15 (August): 79–86. doi:10.1016/j.cosust.2015.09.002.

Lam, Nina Siu-Ngan, and Dale A. Quattrochi. 1992. “On the Issues of Scale, Resolution, and Fractal Analysis in the Mapping Sciences*.” The Professional Geographer 44 (1): 88–98. doi:10.1111/j.0033-0124.1992.00088.x.

Lambin, Eric F., and Helmut J. Geist. 2006. Land Use and Land Cover Change: Local Processes and Global Impacts. Springer.

Lambin, Eric F., Helmut J. Geist, and Erika Lepers. 2003. “Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions.” Annual Review of Environment and Resources 28 (1): 205–241.

Lambin, Eric F., and Patrick Meyfroidt. 2010. “Land Use Transitions: Socio-Ecological Feedback versus Socio-Economic Change.” Land Use Policy 27 (2): 108–18. doi:10.1016/j.landusepol.2009.09.003.

Lambin, Eric F., and Alan H. Strahlers. 1994. “Change-Vector Analysis in Multitemporal Space: A Tool to Detect and Categorize Land-Cover Change Processes Using High Temporal-Resolution Satellite Data.” Remote Sensing of Environment 48 (2): 231–244.

Lambin, Eric F., Bi L. Turner, Helmut J. Geist, Samuel B. Agbola, Arild Angelsen, John W. Bruce, Oliver T. Coomes, Rodolfo Dirzo, Günther Fischer, and Carl Folke. 2001. “The Causes of Land-Use and Land-Cover Change: Moving beyond the Myths.” Global Environmental Change 11 (4): 261–269.

Lambin, Eric FMDA, M. D. A. Rounsevell, and H. J. Geist. 2000. “Are Agricultural Land-Use Models Able to Predict Changes in Land-Use Intensity?” Agriculture, Ecosystems & Environment 82 (1): 321–331.

Lambin, Eric, and A.H. Strahler. 1994. “Indicators of Land-Cover Change for Change-Vector Analysis in Multitemporal Space at Coarse Spatial Scales.” International Journal of Remote Sensing 15 (10): 2099–2119. doi:10.1080/01431169408954230.

Lampin-Maillet, Corinne, Marielle Jappiot, Marlène Long, Christophe Bouillon, Denis Morge, and Jean-Paul Ferrier. 2010. “Mapping Wildland-Urban Interfaces at Large Scales Integrating Housing Density and Vegetation Aggregation for Fire Prevention in the South of France.” Journal of Environmental Management 91 (3): 732–41. doi:10.1016/j.jenvman.2009.10.001.

Landmann, Guy, Nathalie Bréda, Francois Houllier, Erwin Dreyer, and Jean-Luc Flot. 2003. “Sécheresse et Canicule de L’été 2003: Quelles Conséquences Pour Les Forêts Françaises?” Revue Forestière Française 55 (4): 299–308.

Langran, Gail, and Nicholas R. Chrisman. 1988. “A Framework for Temporal Geographic Information.” Cartographica: The International Journal for Geographic Information and Geovisualization 25 (3): 1–14.

Lark, R. M. 1995. “Components of Accuracy of Maps with Special Reference to Discriminant Analysis on Remote Sensor Data.” International Journal of Remote Sensing 16 (8): 1461–1480.

Laroche, B., J. Thorette, and J.-Cl Lacassin. 2006. “L’artificialisation Des Sols: Pressions Urbaines et Inventaire Des Sols.” Etude et Gestion Des Sols 13 (3): 223–236.

Latifovic, Rasim, Zhi-Liang Zhu, Josef Cihlar, Chandra Giri, and Ian Olthof. 2004. “Land Cover Mapping of North and Central America—global Land Cover 2000.” Remote Sensing of Environment 89 (1): 116–127.

Laurens, Lucette. 1997. “Les Labels «paysage de Reconquête», La Recherche D’un Nouveau Modèle de Développement Durable.” Natures Sciences Sociétés 5 (2): 45–56.

Laurent, C. 1992. “L’agriculture et Son Territoire Dans La Crise. Analyse et Démenti Des Prévisions Sur La Déprise Des Terres Agricoles À Partir D’observation Réalisées Dans Le Pays d’Auge.” These de Doctorat. Université de Paris VII, Paris.

Laurent, C., Jacques Baudry, D. Denis, and O. Gervereau. 1993. “Le Paysage Des Statistiques.” In . Rennes.

Law, Elizabeth A., Brett A. Bryan, Nooshin Torabi, Sarah A. Bekessy, Clive A. McAlpine, and Kerrie A. Wilson. 2015. “Measurement Matters in Managing Landscape Carbon.” Ecosystem Services, Best Practices for Mapping Ecosystem Services, 13 (June): 6–15. doi:10.1016/j.ecoser.2014.07.007.

Lazrak, El Ghali, Jean-François Mari, and Marc Benoît. 2009. “Landscape Regularity Modelling for Environmental Challenges in Agriculture.” Landscape Ecology 25 (2): 169–83. doi:10.1007/s10980-009-9399-8.

Le Bras, Hervé. 2003. “Forme.” In Dictionnaire de La Géographie et de L’espace Des Sociétés, by Jacques Lévy and Michel Lussault. Paris: Belin.

Le Bras, Hervé, and Emmanuel Todd. 2013. Le mystère français. [Paris]: la République des idées : Seuil.

Le Floch, Sophie. 1996. “Impacts Paysagers de La Populiculture.” Le Courrier de L’environnement, no. 29.

Le Floch, Sophie, and Anne-Sophie Devanne. 2003. “Qu’entend-on Par «fermeture Du Paysage».” Paris, Ministère de l’Écologie et Du Développement Durable.

Le Foll, Stéphane. 2015. “Annonce Du Programme 4 Pour Mille.” In . Paris.

Le Fur, Jean, and Dominique Hervé. 2009. “Diversité Des Modélisations À L’interface Entre Natures et Sociétés : Diversité Des Objectifs, Des Disciplines, Des Objets et Des Outils.” In Modélisation de L’environnement : Entre Natures et Sociétés, edited by Dominique Hervé and Francis Laloë, Quae, 33–50. Paris.

Le Goix, Renaud. 2014. “Lotissement.” Encyclopédie électronique. Hypergéo. http://www.hypergeo.eu/spip.php?article648#.

Le Hegarat-Mascle, S., R. Seltz, L. Hubert-Moy, S. Corgne, and N. Stach. 2006. “Performance of Change Detection Using Remotely Sensed Data and Evidential Fusion: Comparison of Three Cases of Application.” International Journal of Remote Sensing 27 (16): 3515–3532.

Le Quéré, Corinne, Roisin Moriarty, Robbie M. Andrew, Josep G. Canadell, Stephen Sitch, Jan Ivar Korsbakken, Pierre Friedlingstein, et al. 2015. “Global Carbon Budget 2015.” Earth System Science Data 7 (2): 349–396.

Lebeau, René. 1969. Les Grands Types de Structure Agraire Dans Le Monde.

Lecocq, Franck, Sylvain Caurla, Philippe Delacote, Ahmed Barkaoui, and Alexandre Sauquet. 2011a. “Paying for Forest Carbon or Stimulating Fuelwood Demand? Insights from the French Forest Sector Model.” Journal of Forest Economics 17 (2): 157–168.

———. 2011b. “Paying for Forest Carbon or Stimulating Fuelwood Demand? Insights from the French Forest Sector Model.” Journal of Forest Economics 17 (2): 157–68. doi:10.1016/j.jfe.2011.02.011.

Lee, Alexandre, and Marie-Fran\ccoise Slak. 2007. “Les Paysages Français Changent Entre 1992 et 2002: Artificialisation et Fermeture Des Paysages Aux Dépens Du Mitage Ou de La Déprise Des Zones Agricoles.” Agreste Cahiers 3: 19–40.

Lee, Chun-Lin, Shu-Li Huang, and Shih-Liang Chan. 2008. “Biophysical and System Approaches for Simulating Land-Use Change.” Landscape and Urban Planning 86 (2): 187–203. doi:10.1016/j.landurbplan.2008.02.006.

Lee, Sugie, and Steven P. French. 2009. “Regional Impervious Surface Estimation: An Urban Heat Island Application.” Journal of Environmental Planning and Management 52 (4): 477–96. doi:10.1080/09640560902868207.

Lee, Yong Joon, Jun Wook Lee, Duck Jin Chai, Bu Hyun Hwang, and Keun Ho Ryu. 2009. “Mining Temporal Interval Relational Rules from Temporal Data.” Journal of Systems and Software 82 (1): 155–167.

Lefebvre, Lise, and Céline Rouquette. 2011a. “Les Prix Du Foncier Agricole Sous La Pression de L’urbanisation.” Economie et Statistique, no. 444–445.

———. 2011b. “Les Prix Du Foncier Agricole Sous La Pression de L’urbanisation.” Economie et Statistique 444 (1): 155–180.

Lefeuvre, J.-C. 1986. “Discours de Cloture.” presented at the Colloque Régions défavorisées, protection de l’environnement, Paris.

Legouy, François. 2006. “Le Paysage Des Hautes-Côtes de Beaune: De La Vision Du «dedans» À La Vision Du «dessus».” Sud-Ouest Européen: Revue Géographique Des Pyrénées et Du Sud-Ouest, no. 21: 9–18.

———. 2014. “La Géohistoire de L’espace Viticole Français Sur Deux Siècles (1808-2010) : Plusieurs Cycles Viticoles Décryptés.” Electronic Journal of Humanities and Social Sciences.., February.

Leguédois, Sophie, Jean-Luc Dupouey, and Anne Probst. 2011. “Quantification of the within-Class Floristic Heterogeneity of a Vegetation Map.” Plant Ecology.

Leguédois, Sophie, Jean-Paul Party, Jean-Luc Dupouey, Thierry Gauquelin, Jean-Claude Gégout, Caroline Lecareux, Vincent Badeau, and Anne Probst. 2011. “La carte de végétation du CNRS à l’ère du numérique.” Cybergeo : European Journal of Geography, October. doi:10.4000/cybergeo.24688.

Leguédois, Sophie, Jean-Paul Party, Jean-Luc J.-L. Dupouey, Thierry Gauquelin, Jean-Claude Gégout, Caroline Lecareux, Vincent Badeau, Anne Probst, and others. 2014. “The Vegetation Map of France Going Numerical: A New Harmonised National Geographical Database.” http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01056648/.

Leip, Adrian, and Stefano Bocchi. 2007. “Contribution of Rice Production to Greenhouse Gas Emission in Europe.” In Proceedings of the 4th Temperate Rice Conference, 25–28.

Leip, Adrian, Renate Koeble, and Giulio Marchi. 2013. “Computation of a European Agricultural Land Use Map.” Accessed October 29.

Leobet, Marc. 2009. “Implementing INSPIRE in Real Life: The French Case.” In Spatial Information National Council Meeting, GSDI.

Léobet, Marc. 2011. “INSPIRE by Clouds.” http://georezo.net/blog/inspire/.

Lepart, Jacques, and Michel Godron. 1977. “A Direct Approach for Modeling the Dynamics of Vegetation.”

Lepart, Jacques, Pascal Marty, and Mario Klesczewski. 2007. “Chapitre 2 - Faut-il prendre au sérieux les effets des changements du paysage sur la biodiversité ?” Update Sciences & Technologies, November, 29–40.

Lepart, Jacques, Pascal Marty, and Olivier Rousset. 2000. “Les Conceptions Normatives Du Paysage. Le Cas Des Grands Causses.” Natures Sciences Sociétés 8 (4): 15–25. doi:10.1016/S1240-1307(01)80003-0.

Lepers, Erika, Eric F. Lambin, Anthony C. Janetos, Ruth DeFRIES, Frédéric Achard, Navin Ramankutty, and Robert J. Scholes. 2005. “A Synthesis of Information on Rapid Land-Cover Change for the Period 1981–2000.” BioScience 55 (2): 115. doi:10.1641/0006-3568(2005)055[0115:ASOIOR]2.0.CO;2.

Leturcq, Philippe. 2010. “Bois-Énergie: Une Fausse ‘bonne Solution’ Pour Atténuer L’effet de Serre.” Forêt Entreprise, no. 192: 46–50.

Levesque, Robert, Dimitri Liorit, and Guillaume Pathier. 2011. “Les Marchés Fonciers Ruraux Régionaux Entre Dynamiques Des Exploitations Agricoles et Logiques Urbaines.” Economie et Statistique 444 (1): 75–98.

Levrel, Harold, Grégoire Loïs, and Denis Couvet. 2007. “Indicateurs de Biodiversité Pour Les Forêts Françaises. État Des Lieux et Perspectives.” http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/8482.

Lévy, Jacques. 2013. Réinventer La France. Fayard.

Lewis, Simon L., Gabriela Lopez-Gonzalez, Bonaventure Sonké, Kofi Affum-Baffoe, Timothy R. Baker, Lucas O. Ojo, Oliver L. Phillips, et al. 2009. “Increasing Carbon Storage in Intact African Tropical Forests.” Nature 457 (7232): 1003–1006.

Li, Habin, and James F. Reynolds. 1993. “A New Contagion Index to Quantify Spatial Patterns of Landscapes.” Landscape Ecology 8 (3): 155–162.

Li, Harbin, and Jianguo Wu. 2004. “Use and Misuse of Landscape Indices.” Landscape Ecology 19 (4): 389–99. doi:10.1023/B:LAND.0000030441.15628.d6.

Li, Junxiang, Cheng Li, Feige Zhu, Conghe Song, and Jianguo Wu. 2013. “Spatiotemporal Pattern of Urbanization in Shanghai, China between 1989 and 2005.” Landscape Ecology 28 (8): 1545–65. doi:10.1007/s10980-013-9901-1.

Li, Yan, Yu-Gang Wang, R. A. Houghton, and Li-Song Tang. 2015. “Hidden Carbon Sink beneath Desert.” Geophysical Research Letters 42 (14): 5880–5887.

Li, Yuxuan, J. Bailey, L. Kulik, and Jian Pei. 2013. “Mining Probabilistic Frequent Spatio-Temporal Sequential Patterns with Gap Constraints from Uncertain Databases.” In 2013 IEEE 13th International Conference on Data Mining (ICDM), 448–57. doi:10.1109/ICDM.2013.150.

Liagre, Fabien. 2016. “L’agroforesterie Comme Outil Carbone Pour Les Plans Climat Air Energie Territoriaux (PCAET).” presented at the le Sol Acteur clé de territoires et du climat. Colloque organisé par l’Ademe, Paris.

Lifran, R., and A. Hofstetter. 2013. “Le Temps et La Gouvernance Des Paysages: Apports de La Modélisation.” Accessed October 29.

Lifran, Robert, and Walid Oueslati. 2007. “Eléments D’économie Du Paysage.” Économie Rurale. Agricultures, Alimentations, Territoires, no. 297–298: 85–98.

Ligmann-Zielinska, Arika. 2013. “Spatially-Explicit Sensitivity Analysis of an Agent-Based Model of Land Use Change.” International Journal of Geographical Information Science 27 (9): 1764–81. doi:10.1080/13658816.2013.782613.

Lillesand, Thomas, Jonathan Chipman, David Nagel, Heather Reese, and Matthew Bobo. 1998. “Upper Midwest Gap Analysis Program, Image Processing Protocol.” DTIC Document.

Lin, Wuzhong, Yanchun Liang, Hong Kwok Lee, Piang Siak Lim, and Pueh Heow Lee. 2003. “Computation Speedup in the Dynamic Simulation of MEMS by Macromodels.” Progress in Natural Science 13 (3): 219–227.

Liu, Canran, Paul Frazier, and Lalit Kumar. 2007. “Comparative Assessment of the Measures of Thematic Classification Accuracy.” Remote Sensing of Environment 107 (4): 606–616.

Liu, Changfu, and Xiaoma Li. 2012. “Carbon Storage and Sequestration by Urban Forests in Shenyang, China.” Urban Forestry & Urban Greening 11 (2): 121–28. doi:10.1016/j.ufug.2011.03.002.

Liu, Hua, and Qihao Weng. n.d. “Landscape Metrics for Analysing Urbanization-Induced Land Use and Land Cover Changes.” Geocarto International 0 (0): 1–12. doi:10.1080/10106049.2012.752530.

Liu, JiYuan, and XiangZheng Deng. 2010. “Progress of the Research Methodologies on the Temporal and Spatial Process of LUCC.” Chinese Science Bulletin 55 (14): 1354–62. doi:10.1007/s11434-009-0733-y.

Liu, Shuo, Yu’e Li, Qingzhu Gao, Yunfan Wan, Xin Ma, and Xiaobo Qin. 2011. “Analysis of LULUCF Accounting Rules after 2012.” Advances in Climate Change Research 2 (4): 178–186.

Liu, XiaoHang, and Claes Andersson. 2004. “Assessing the Impact of Temporal Dynamics on Land-Use Change Modeling.” Computers, Environment and Urban Systems 28 (1): 107–124.

Liu, Xue-Hua, A. K. Skidmore, and H. Van Oosten. 2002. “Integration of Classification Methods for Improvement of Land-Cover Map Accuracy.” ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 56 (4): 257–268.

Lo, C. P., and Xiaojun Yang. 2002. “Drivers of Land-Use/land-Cover Changes and Dynamic Modeling for the Atlanta, Georgia Metropolitan Area.” Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 68 (10): 1073–1082.

Loewe, H., G. Seufert, and F. Raes. 2000. “Comparison of Methods Used within Member States for Estimating CO2 Emissions and Sinks according to UNFCCC (Nations Framwork Convention on Climatic Change) and EU (European Union) Monitoring Mechanism: Forest and Other Wooded Land.” BASE-Biotechnology, Agronomy, Society and Environment (Belgium).

Lohmann, Larry. 2001. “The Dyson Effect: Carbon‘ offset’ forestry and the Privatisation of the Atmosphere.” International Journal of Environment and Pollution 15 (1): 51–78.

Loiseau, P., F. X. de Montard, E. Triboi, L. Gachon, and M. Robelin. 1996. “Site de Theix (Puy-de-Dome). 1. Etude de La Mineralisation de L’azote in Situ.”.

Lorenz, Klaus, and Ellen Kandeler. 2005. “Biochemical Characterization of Urban Soil Profiles from Stuttgart, Germany.” Soil Biology and Biochemistry 37 (7): 1373–1385.

Loveland, T. R., and A. S. Belward. 1997. “The IGBP-DIS Global 1km Land Cover Data Set, DISCover: First Results.” International Journal of Remote Sensing 18 (15): 3289–3295.

Loveland, T. R., B. C. Reed, J. F. Brown, D. O. Ohlen, Z. Zhu, LWMJ Yang, and J. W. Merchant. 2000. “Development of a Global Land Cover Characteristics Database and IGBP DISCover from 1 Km AVHRR Data.” International Journal of Remote Sensing 21 (6–7): 1303–1330.

Loveland, T. R., T. L. Sohl, S. V. Stehman, A. L. Gallant, K. L. Sayler, and D. E. Napton. 2002. “A Strategy for Es G the Rates of Recent United States L—$ Cover Changes.” Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 68 (10): 1091–1099.

Loveland, Thomas R., and Ruth S. Defries. 2013. “Observing and Monitoring Land Use and Land Cover Change.” In Ecosystems and Land Use Change, edited by Ruth S. Defries, Gregory P. Asner, and Richard A. Houghton, 231–246. American Geophysical Union.

Löwe, Helmut, Günther Seufert, and Frank Raes. 2000. “Comparison of Methods Used within Member States for Estimating CO2 Emissions and Sinks according to UNFCCC and EU Monitoring Mechanism: Forest and Other Wooded Land.” Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement 4 (4): 315–319.

Lu, D., P. Mausel, E. Brondízio, and E. Moran. 2004. “Change Detection Techniques.” International Journal of Remote Sensing 25 (12): 2365–2401. doi:10.1080/0143116031000139863.

Luck, Matthew, and Jianguo Wu. 2002. “A Gradient Analysis of Urban Landscape Pattern: A Case Study from the Phoenix Metropolitan Region, Arizona, USA.” Landscape Ecology 17 (4): 327–39. doi:10.1023/A:1020512723753.

Ludlow, David, and W. Steinborn. 2009. “European Urban Atlas.” http://eprints.uwe.ac.uk/19467/.

Luginbühl, Yves. 1989. Paysages: Textes et Représentations Du Siècle Des Lumières À Nos Jours. La manufacture.

———. 1999. “Perception Paysagère Des Espaces En Déprise et Des Boisements Spontanés Des Terres Agricoles.” Ingénieries (Numéro Hors Série: Boisements Naturels Des Espaces Agricoles En Déprise), 25–29.

———. 2012. La mise en scène du monde: construction du paysage européen.

Lund, H. Gyde. 1999. “A ‘forest’ by Any Other Name….” Environmental Science & Policy 2 (2): 125–33. doi:10.1016/S1462-9011(98)00046-X.

———. 2015. “Definitions of Forest, Deforestation, Afforestation, and Reforestation.” Gainesville, VA: Forest Information Services. http://home.comcast.net/~gyde/DEFpaper.htm.

Lund, H. Gyde, and Susan Iremonger. 2000. “Omissions, Commissions, and Decisions: The Need for Integrated Resource Assessments.” Forest Ecology and Management 128 (1–2): 3–10. doi:10.1016/S0378-1127(99)00282-0.

Luo, Yiqi, Anders Ahlström, Steven D. Allison, Niels H. Batjes, Victor Brovkin, Nuno Carvalhais, Adrian Chappell, et al. 2016. “Toward More Realistic Projections of Soil Carbon Dynamics by Earth System Models.” Global Biogeochemical Cycles 30 (1): 2015GB005239. doi:10.1002/2015GB005239.

Luyssaert, Sebastiaan, E.-Detlef Schulze, Annett Börner, Alexander Knohl, Dominik Hessenmöller, Beverly E. Law, Philippe Ciais, and John Grace. 2008. “Old-Growth Forests as Global Carbon Sinks.” Nature 455 (7210): 213–215.

Lwin, Ko Ko. 2012. “Quantitative versus Qualative Geospatial Data in Spatial Modelling and Decision Making.” Journal of Geographic Information System 4 (3): 237–41. doi:10.4236/jgis.2012.43028.

Mackey, Brendan, I. Colin Prentice, Will Steffen, Joanna I. House, David Lindenmayer Heather Keith, and Sandra Berry. 2013. “Untangling the Confusion around Land Carbon Science and Climate Change Mitigation Policy.” Nature Climate Change 3 (9): 847–847. doi:10.1038/nclimate2006.

Mackey, Brendan, I. Colin Prentice, Will Steffen, Joanna I. House, David Lindenmayer, Heather Keith, and Sandra Berry. 2013. “Untangling the Confusion around Land Carbon Science and Climate Change Mitigation Policy.” Nature Climate Change 3 (6): 552–57. doi:10.1038/nclimate1804.

MacLeod, Catriona J., and Henrik Moller. 2006. “Intensification and Diversification of New Zealand Agriculture since 1960: An Evaluation of Current Indicators of Land Use Change.” Agriculture, Ecosystems & Environment 115 (1–4): 201–18. doi:10.1016/j.agee.2006.01.003.

Macleod, Robb D., and Russell G. Congalton. 1998. “A Quantitative Comparison of Change-Detection Algorithms for Monitoring Eelgrass from Remotely Sensed Data.” Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 64 (3): 207–216.

Madeline, Philippe. 2010. “L’évolution du bâti agricole en France métropolitaine : un indice des mutations agricoles et rurales.” L’Information géographique 70 (3): 33–49.

Maffini, Giulio, Michael Arno, and Wolfgang Bitterlich. 1989. “Observations and Comments on the Generation and Treatment of Error in Digital GIS Data.” Accuracy of Spatial Databases, 55–67.

Magdon, Paul, and Christoph Kleinn. 2013. “Uncertainties of Forest Area Estimates Caused by the Minimum Crown Cover Criterion.” Environmental Monitoring and Assessment 185 (6): 5345–60. doi:10.1007/s10661-012-2950-0.

Mahé, Thuriane, and Jérôme Lerbourg. 2012. “Perspectives En Agriculture Biologique À L’horizon 2015.” Centre d’Etudes et de Prospective - MAAF.

Mahoney, Matthew L., Alan R. Hanson, and Scott Gilliland. 2007. An Evaluation of a Methodology for Wetland Classification and Inventory for Labrador. Canadian Wildlife Service.

Maillard, Philippe. 2003. “Comparing Texture Analysis Methods through Classification.” Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 69 (4): 357–367.

Maire, Éric, Claire Marais-Sicre, Sylvie Guillerme, Fanny Rhoné, Jean-François Dejoux, and Gérard Dedieu. 2012. “Télédétection de La Trame Verte Arborée En Haute Résolution Par Morphologie Mathématique.” European Journal of GIS and Spatial Analysis / Revue Internationale de Géomatique, no. 4: 519–38.

Maïzia, Mindjid. 2006. “Prospective À L’horizon 2050 Du Développement Urbain En France et Implications Énergétiques et Spatiales Des Secteurs de L’habitat et de La Mobilité Quotidienne.” La Dimension Territoriale Des Politiques Énergétiques et de Réduction Des Gaz À Effet de Serre, 71.

Makarow, Marja, Angeles Rodriguez-Pena, Milena Zic-Fuchs, and Marc Caball. 2010. “Landscape in a Changing World.” Science Policy Briefing, European Science Foundation - COST, , no. 41(October): 16.

Mäkipää, Raisa, Aleksi Lehtonen, and Mikko Peltoniemi. 2008. “Monitoring Carbon Stock Changes in European Forests Using Forest Inventory Data.” In The Continental-Scale Greenhouse Gas Balance of Europe, edited by A. Johannes Dolman, Riccardo Valentini, and Annette Freibauer, 191–214. Ecological Studies 203. Springer New York.

Mancebo, François. 2014. “Périurbanisation et Durabilité: Inverser La Perspective.” Cybergeo: European Journal of Geography. https://cybergeo.revues.org/26427.

Mander, Ülo, ed. 2001. “Development of European Landscapes.” In . Vol. 2. Tartu.

Mander, Ülo, and Rob H. G Jongman. 1998. “Human Impact on Rural Landscapes in Central and Northern Europe.” Landscape and Urban Planning 41 (3–4): 149–53. doi:10.1016/S0169-2046(98)00067-X.

Manning, Peter, Franciska T. de Vries, Jerry R. B. Tallowin, Roger Smith, Simon R. Mortimer, Emma S. Pilgrim, Kate A. Harrison, et al. 2015. “Simple Measures of Climate, Soil Properties and Plant Traits Predict National-Scale Grassland Soil Carbon Stocks.” Journal of Applied Ecology 52 (5): 1188–96. doi:10.1111/1365-2664.12478.

Manson, Steven M. 2008. “Does Scale Exist? An Epistemological Scale Continuum for Complex Human–environment Systems.” Geoforum 39 (2): 776–788.

Maresca, Bruno, Xavier Mordret, Anne Lise Ughetto, and Philippe Blancher. 2011. “Évaluation des services rendus par les écosystèmes en France.” Développement durable et territoires. Économie,

géographie, politique, droit, sociologie, no. Vol. 2, n° 3 (December). doi:10.4000/developpementdurable.9053.

Mari, Jean-Francois, Marc Benoît, and others. 2010. “Fouille de Paysages Agricoles: Analyse Des Voisinages Des Successions D’occupation Du Sol.” In Colloque RTE (Raisonnement Sur Le Temps et l’Espace) En Marge de RFIA 2010.

Mari, Jean-François, Florence Le Ber, and Marc Benoît. 2002. “Segmentation Temporelle et Spatiale de Données Agricoles.” In Actes Des 6èmes Journées Cassini 2002, 251–272.

Marie, Maxime, Michaël Bermond, Patrick Le Gouée, and Daniel Delahaye. 2008. “Intérêts et Limites Des Statistiques Agricoles Pour L’étude Des Structures Spatiales Produites Par L’agriculture En Basse-Normandie.” Norois, no. 207(June): 21–33. doi:10.4000/norois.1954.

Marland, Gregg, and Bernhard Schlamadinger. 1997. “Forests for Carbon Sequestration or Fossil Fuel Substitution? A Sensitivity Analysis.” Biomass and Bioenergy 13 (6): 389–397.

Martin, M. 2016. “CSopra : Méthodes de Comptabilisation Du Stockage de Carbone Organique Des Sols Sous L’effet Des Pratiques Culturales.” Présentation presented at the Séminaire conjoint des programmes de recherche : ReACCTIF et BGF, Ademe, Paris, March 29.

Martin, M. P., T. G. Orton, E. Lacarce, J. Meersmans, N. P. A. Saby, J. B. Paroissien, C. Jolivet, L. Boulonne, and D. Arrouays. 2014. “Evaluation of Modelling Approaches for Predicting the Spatial Distribution of Soil Organic Carbon Stocks at the National Scale.” Geoderma 223: 97–107.

Martin, M. P., M. Wattenbach, P. Smith, J. Meersmans, C. Jolivet, L. Boulonne, and D. Arrouays. 2010. “Spatial Distribution of Soil Organic Carbon Stocks in France.” Biogeosciences Discussions 7 (6): 8409–43. doi:10.5194/bgd-7-8409-2010.

———. 2011. “Spatial Distribution of Soil Organic Carbon Stocks in France.” Biogeosciences 8 (5): 1053–65. doi:10.5194/bg-8-1053-2011.

Martín, María José José, Carlos L. De Pablo, and Pilar Martín De Agar. 2006. “Landscape Changes over Time: Comparison of Land Uses, Boundaries and Mosaics.” Landscape Ecology 21 (7): 1075–88. doi:10.1007/s10980-006-7245-9.

Martin-Scholz, Anja, Anne Mayere, Eric Barbe, Elodie Valette, and Pierre Maurel. 2013. “Quand l’information échappe à ses créateurs. Le cas de l’artificialisation des terres agricoles en Languedoc-Roussillon.” Études de communication n° 40 (1): 145–66.

Marty, Pascal, Paul Caplat, and Jacques Lepart. 2007. “Modéliser La Dynamique Des Paysages.” Espaces Naturels, no. 17.

Marty, Pascal, Jacques Lepart, and Paul Caplat. 2006. “Géographie et écologie des paysages : quelles relations ? (Geography and landscape ecology : which relationships ?).” Bulletin de l’Association de géographes français 83 (3): 355–67. doi:10.3406/bagf.2006.2521.

Mary, Bruno, and Jérôme Guérif. 1994. “Intérêts et Limites Des Modèles de Prévision de L’évolution Des Matières Organiques et de L’azote Dans Le Sol.” Cahiers Agricultures 3 (4): 247–257.

Mas, Jean-Fran\ccois, Melanie Kolb, Martin Paegelow, Maria T. Camacho Olmedo, and Thomas Houet. 2014. “Modelling Land Use/cover Changes: A Comparison of Conceptual Approaches and Softwares.” Environmental Modelling and Software 51: 94–111.

Mas, Jean-François. 1999. “Monitoring Land-Cover Changes: A Comparison of Change Detection Techniques.” International Journal of Remote Sensing 20 (1): 139–52. doi:10.1080/014311699213659.

Mas, Jean-François, Yan Gao, and José Antonio Navarrete Pacheco. 2010. “Sensitivity of Landscape Pattern Metrics to Classification Approaches.” Forest Ecology and Management, Managing landscapes at multiple scales for sustainability of ecosystem functions, 259 (7): 1215–24. doi:10.1016/j.foreco.2009.12.016.

Mas, Jean-François, Melanie Kolb, Thomas Houet, Martin Paegelow, and Maria Teresa Camacho Olmeda. 2011. “Eclairer Le Choix Des Outils de Simulation Des Changements Des Modes D’occupation et D’usages Des Sols. Une Approche Comparative.” Revue Internationale de Géomatique 21 (3): 405–30. doi:10.3166/rig.15.405-430.

Mas, Jean-François, Pérez Vega, and Keith Clarke. 2010. “Assessing Simulated Land Use/cover Maps Using Similarity and Fragmentation Indices.” In Opportunities for Emerging Geospatial Technologies. San Diego, California.

Masero, José, Camille Fontes-Rousseau, and Didier Cébron. 2014. “Utilisation Du Territoire En France Métropolitaine Moindres Pertes de Terres Agricoles Depuis 2008, Après Le Pic de 2006-2008.” Agreste Primeur, Ministère de l’Agriculture, , no. 313(June): 8.

Masson, V., J. L. Champeaux, F. Chauvin, C. Meriguet, and R. Lacaze. 2003. “Ecoclimap, a Global Database of Land Surface Parameters at 1km Resolution in Meteorological and Climate Models.” In Fifth International Conference on Urban Climate 1-5 September, 2003 \Lódź, Poland: Proceedings, 2:393.

Masson, Valéry, Jean-Louis Champeaux, Fabrice Chauvin, Christelle Meriguet, and Roselyne Lacaze. 2003. “A Global Database of Land Surface Parameters at 1-Km Resolution in Meteorological and Climate Models.” Journal of Climate 16 (9): 1261–1282.

Mather, A. S., J. Fairbairn, and C. L. Needle. 1999. “The Course and Drivers of the Forest Transition: The Case of France.” Journal of Rural Studies 15 (1): 65–90.

Mather, A. S., and C. L. Needle. 2000. “The Relationships of Population and Forest Trends.” The Geographical Journal 166 (1): 2–13.

Mathieu, Nicole. 1982. “Questions Sur Les Types D’espaces Ruraux En France.” Espace Géographique 11 (2): 95–110. doi:10.3406/spgeo.1982.3725.

Matthews, H. Damon, Nathan P. Gillett, Peter A. Stott, and Kirsten Zickfeld. 2009. “The Proportionality of Global Warming to Cumulative Carbon Emissions.” Nature 459 (7248): 829–32. doi:10.1038/nature08047.

Matton, Nicolas, Guadalupe Sepulcre Canto, François Waldner, Silvia Valero, David Morin, Jordi Inglada, Marcela Arias, Sophie Bontemps, Benjamin Koetz, and Pierre Defourny. 2015. “An Automated Method for Annual Cropland Mapping along the Season for Various Globally-Distributed Agrosystems Using High Spatial and Temporal Resolution Time Series.” Remote Sensing 7 (10): 13208–32. doi:10.3390/rs71013208.

Maucha, Gergely, György Büttner, and Barbara Kosztra. 2010. “European Validation of GMES FTS Soil Sealing Enhancement Data.” European Environment Agency, Final Draft.

Maurice, Merleau-Ponty. 1945. “Phénoménologie de La Perception.” Paris, Gallimard, 13–14.

Mayaux, P., H. Eva, J. Gallego, A.H. Strahler, M. Herold, S. Agrawal, S. Naumov, et al. 2006. “Validation of the Global Land Cover 2000 Map.” IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 44 (7): 1728–39. doi:10.1109/TGRS.2006.864370.

McCallum, Ian, Michael Obersteiner, Sten Nilsson, and Anatoly Shvidenko. 2006. “A Spatial Comparison of Four Satellite Derived 1km Global Land Cover Datasets.” International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 8 (4): 246–255.

McClean, Gary J., Rebecca L. Rowe, Kate V. Heal, Andrew Cross, Gary D. Bending, and Saran P. Sohi. 2015. “An Empirical Model Approach for Assessing Soil Organic Carbon Stock Changes Following Biomass Crop Establishment in Britain.” Biomass and Bioenergy 83 (December): 141–51. doi:10.1016/j.biombioe.2015.09.005.

McConnell, W.J. 2001. “Land Use and Cover Change.” In International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences, edited by Neil J. Smelser and Paul B. Baltes, 8262–65. Oxford: Pergamon.

McGuire, A. D., S. Sitch, J. S. Clein, R. Dargaville, G. Esser, J. Foley, M. Heimann, et al. 2001. “Carbon Balance of the Terrestrial Biosphere in the Twentieth Century: Analyses of CO2, Climate and Land Use Effects with Four Process-Based Ecosystem Models.” Global Biogeochemical Cycles 15 (1): 183–206. doi:10.1029/2000GB001298.

McRoberts, Ronald E. 2011. “Satellite Image-Based Maps: Scientific Inference or Pretty Pictures?” Remote Sensing of Environment 115 (2): 715–24. doi:10.1016/j.rse.2010.10.013.

Meadowcroft, James. 2013. “Exploring Negative Territory Carbon Dioxide Removal and Climate Policy Initiatives.” Climatic Change 118 (1): 137.

Médici, C. et al. 2011. “Intégration de La Temporalité Dans Les Donnéees de Référence - Cas Du Sytème D’information Du Territoire Genevois.” Géomatique Expert, no. 83: 42–45.

Meentemeyer, Vernon. 1989. “Geographical Perspectives of Space, Time, and Scale.” Landscape Ecology 3 (3–4): 163–173.

Meersmans, J., M. P. Martin, E. Lacarce, T. G. Orton, S. De Baets, M. Gourrat, N. P. A. Saby, et al. 2013. “Estimation of Soil Carbon Input in France: An Inverse Modelling Approach.” Pedosphere 23 (4): 422–436.

Meersmans, Jeroen, Manuel Pascal Martin, Eva Lacarce, Sarah De Baets, Claudy Jolivet, Line Boulonne, Sébastien Lehmann, Nicolas Philippe Anthony Saby, Antonio Bispo, and Dominique Arrouays. 2012. “A High Resolution Map of French Soil Organic Carbon.” Agronomy for Sustainable Development 32 (4): 841–851.

Mehling, Michael A. 2005. “Emissions Trading and National Allocation in the Member States-an Achilles’ Heel of European Climate Policy.” Yearbook of European Environmental Law 5 (1): 113–56.

Meijl, H. van, T. van Rheenen, A. Tabeau, and B. Eickhout. 2006. “The Impact of Different Policy Environments on Agricultural Land Use in Europe.” Agriculture, Ecosystems & Environment 114 (1): 21–38. doi:10.1016/j.agee.2005.11.006.

Mennis, Jeremy, and Jun Wei Liu. 2005. “Mining Association Rules in Spatio-Temporal Data: An Analysis of Urban Socioeconomic and Land Cover Change.” Transactions in GIS 9 (1): 5–17.

Mergoil, Guy, and Philippe Roudie. 1991. “Friches et Recensements de L’agriculture / Waste Land and the Agricultural Census.” Revue de Géographie de Lyon 66 (1): 5–10. doi:10.3406/geoca.1991.5754.

Messer, A. 2014. “Peut-on Encore Parler D’urbanisation de La Suisse ?” Espaces Temps.

Messer, Marc Antoine. 2014. “Peut-on encore parler d’urbanisation de la Suisse ?” Revue électronique des sciences humaines et sociales., September.

Meyer-Roux, J. 1983. “L’evolution de L’utilisation Du Sol Sur 10 Ans En France Resultats et Methodologie.” Advances in Space Research 2 (8): 155–60. doi:10.1016/0273-1177(82)90234-4.

Mialhe, François, Yanni Gunnell, J. Andres F. Ignacio, Nicolas Delbart, Jenifer L. Ogania, and Sabine Henry. 2015. “Monitoring Land-Use Change by Combining Participatory Land-Use Maps with Standard Remote Sensing Techniques: Showcase from a Remote Forest Catchment on Mindanao, Philippines.” International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 36 (April): 69–82. doi:10.1016/j.jag.2014.11.007.

Milne, Bruce T. 1988. “Measuring the Fractal Geometry of Landscapes.” Applied Mathematics and Computation 27 (1): 67–79.

Milne, Eleanor, Richard J. Aspinall, and Tom A. Veldkamp. 2009. “Integrated Modelling of Natural and Social Systems in Land Change Science.” Landscape Ecology 24 (9): 1145–47. doi:10.1007/s10980-009-9392-2.

Mimet, Anne, Vincent Pellissier, Thomas Houet, Romain Julliard, and Laurent Simon. 2016. “A Holistic Landscape Description Reveals That Landscape Configuration Changes More over Time than Composition: Implications for Landscape Ecology Studies.” PLOS ONE 11 (3): e0150111. doi:10.1371/journal.pone.0150111.

Ministère de l’Agriculture. 2016. “Programme National de La Forêt et Du Bois 2016-2026.” Projet présenté au Conseil supérieur de la Forêt et du Bois.

Ministère de l’Agriculture et de la Forêt (MAAF). 2013. “Un Portrait Détaillé de La Forêt Française et Des Industries Du Bois.” GraphAgri Bois. Agreste.

Ministère de l’agriculture et de la pêche. SCEES, Service central des enquêtes et études statistiques. 2014. “L’utilisation du territoire en 2005 et en 2006 : Teruti-Lucas,” April.

Ministère de l’Environnement. 2015. “Projet de Stratégie Nationale Bas Carbone.”

Minvielle, Paul, Jacques Daligaux, and Stéphane Angles. 2013. “Espaces agraires : dynamiques paysagères, structures foncières, acteurs et planification.” Méditerranée n° 120 (1): 3–4.

Mischi, Julian. 2013. “Les Territoires Ruraux, Des Espaces Ouvriers En Mutation.” Accessed October 28.

Mithal, V., Z. O’Connor, K. Steinhaeuser, S. Boriah, V. Kumar, C.S. Potter, and S.A. Klooster. 2012. “Time Series Change Detection Using Segmentation: A Case Study for Land Cover Monitoring.” In 2012 Conference on Intelligent Data Understanding (CIDU), 63–70. doi:10.1109/CIDU.2012.6382202.

Mitra, Sudip, Reiner Wassmann, and Paul LG Vlek. 2005. “An Appraisal of Global Wetland Area and Its Organic Carbon Stock.” Current Science 88 (1): 25.

Mitsch, William J., Blanca Bernal, Amanda M. Nahlik, Ülo Mander, Li Zhang, Christopher J. Anderson, Sven E. Jørgensen, and Hans Brix. 2012. “Wetlands, Carbon, and Climate Change.” Landscape Ecology 28 (4): 583–97. doi:10.1007/s10980-012-9758-8.

Mizere, D., E. Nguessolta, G. Kissita, and R. A. Makany. 2013. “The Successive Partial Triadic Analysis.” Far East Journal of Mathematical Sciences (FJMS) 74 (2): 341–360.

Mizutani, Chiaki. 2012. “Construction of an Analytical Framework for Polygon-Based Land Use Transition Analyses.” Computers, Environment and Urban Systems 36 (3): 270–80. doi:10.1016/j.compenvurbsys.2011.11.004.

Mladenoff, David J., and William Lawrence Baker. 1999. “Development of Forest and Landscape Modeling Approaches.” In Spatial Modeling of Forest Landscape Change: Approaches and Applications. Cambridge University Press.

Moati, P. 1987. “L’évolution Du Nombre et de La Structure Des Exploitations Agricoles.” Comptes-Rendus de l’Académie D’agriculture de France 73 (1).

Mollicone, Danilo, Frédéric Achard, Sandro Federici, Hugh D. Eva, Giacomo Grassi, Alan Belward, Frank Raes, et al. 2007. “An Incentive Mechanism for Reducing Emissions from Conversion of Intact and Non-Intact Forests.” Climatic Change 83 (4): 477–493.

Monni, S., M. Peltoniemi, T. Palosuo, A. Lehtonen, R. Mäkipää, and I. Savolainen. 2007. “Uncertainty of Forest Carbon Stock Changes–implications to the Total Uncertainty of GHG Inventory of Finland.” Climatic Change 81 (3–4): 391–413.

Monni, Suvi, Sanna Syri, and Ilkka Savolainen. 2004. “Uncertainties in the Finnish Greenhouse Gas Emission Inventory.” Environmental Science & Policy 7 (2): 87–98.

Montagnini, F., and P. K. R. Nair. 2004. “Carbon Sequestration: An Underexploited Environmental Benefit of Agroforestry Systems.” Agroforestry Systems 61 (1–3): 281–295.

Montesino Pouzols, Federico, Tuuli Toivonen, Enrico Di Minin, Aija S. Kukkala, Peter Kullberg, Johanna Kuusterä, Joona Lehtomäki, Henrikki Tenkanen, Peter H. Verburg, and Atte Moilanen. 2014. “Global Protected Area Expansion Is Compromised by Projected Land-Use and Parochialism.” Nature 516 (7531): 383–86. doi:10.1038/nature14032.

Mora, Olivier. 2008. Les nouvelles ruralités à l’horizon 2030. Editions Quae.

Moran, Emilio F. 2010a. “Multi-Scale and Multi-Temporal Analysis.” In Environmental Social Science, 93–111. Wiley-Blackwell.

———. 2010b. “Spatially Explicit Approaches.” In Environmental Social Science, 70–92. Wiley-Blackwell.

———. 2010c. “The Challenge of Human–Environment Interactions Research.” In Environmental Social Science, 1–24. Wiley-Blackwell.

Morant, Philippe, Françoise Le Henaff, and Jean-Pierre Marchand. 1995. “Les Mutations D’un Paysage Bocager: Essai de Cartographie Dynamique.” Mappemonde 1 (95): 5–8.

Morel, Michel-Paul, and René Jean. 2010. “L’utilisation du territoire entre 2006 et 2009 : l’artificialisation atteint 9% du territoire en 2009.” Agreste Primeur, Ministère de l’Agriculture, , no. 246.

Morgan, Dennis, and Edgar Falkner. 2001. Aerial Mapping: Methods and Applications. CRC Press.

Morlet, O. 2010. “Les Mécanismes Du Marché.” In Fédération Nationale Des Conseils d’Architecture, d’Urbanisme et de l’Environnement (FNCAUE), 33.

Morlon, O. 2012. “Les Mots de l’Agronomie.”

Mottet, Anne. 2005. “Transformations Des Systèmes D’élevage Depuis 1950 et Conséquences Pour La Dynamique Des Paysages Dans Les Pyrénées. Contribution À L’étude Du Phénomène D’abandon de Terres Agricoles En Montagne À Partir de L’exemple de Quatre Communes Des Hautes-Pyrénées.” Phd.

Mu, Lan, Yinli Liang, and Ruilian Han. 2014. “Assessment of the Soil Organic Carbon Sink in a Project for the Conversion of Farmland to

Forestland: A Case Study in Zichang County, Shaanxi, China." PLoS ONE 9 (4): e94770. doi:10.1371/journal.pone.0094770.

Mücher, Caspar A., Jan A. Klijn, Dirk M. Wascher, and Joop H. J. Schaminée. 2010. "A New European Landscape Classification (LANMAP): A Transparent, Flexible and User-Oriented Methodology to Distinguish Landscapes." Ecological Indicators, Landscape Assessment for Sustainable Planning, 10 (1): 87–103. doi:10.1016/j.ecolind.2009.03.018.

Mücher, Caspar A., K. T. Steinnocher, F. P. Kressler, and C. Heunks. 2000. "Land Cover Characterization and Change Detection for Environmental Monitoring of Pan-Europe." International Journal of Remote Sensing 21 (6–7): 1159–81. doi:10.1080/014311600210128.

Mücher, Caspar A., Klaus Steinnocher, J. L. Champeaux, Silvio Griguolo, Kjell Wester, Camiel Heunks, and Victor van Katwijk. 2000. "Establishment of a 1-Km Pan-European Land Cover Database for Environmental Monitoring." International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing 33 (B4/2; PART 4): 702–709.

Mucher, C., T. J. Stomph, and L. O. Fresco. 1993. "Proposal for a Global Land Use Classification.".

Muchoney, Douglas, Alan Strahler, John Hodges, and Janet LoCastro. 1999. "The IGBP DISCover Confidence Sites and the System for Terrestrial Ecosystem Parameterization: Tools for Validating Global Land-Cover Data." Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 65 (9): 1061–1067.

Müller, Daniel, and Darla K. Munroe. 2014. "Current and Future Challenges in Land-Use Science." Journal of Land Use Science 9 (2): 133–42. doi:10.1080/1747423X.2014.883731.

Nabuurs, G. J., A. J. Dolman, E. Verkaik, P. J. Kuikman, C. A. van Diepen, A. P. Whitmore, W. P. Daamen, O. Oenema, P. Kabat, and G. M. J. Mohren. 2000. "Article 3.3 and 3.4 of the Kyoto Protocol: Consequences for Industrialised Countries' Commitment, the Monitoring Needs, and Possible Side Effects." Environmental Science & Policy 3 (2–3): 123–34. doi:10.1016/S1462-9011(00)00006-X.

Nabuurs, G. J., R. Päivinen, R. Sikkema, and G. M. J. Mohren. 1997. "The Role of European Forests in the Global Carbon cycle—A Review." Biomass and Bioenergy 13 (6): 345–58. doi:10.1016/S0961-9534(97)00036-6.

Nabuurs, G. J., R. Sikkema, G. A. J. Vis, and G. M. J. Mohren. 1998. "Kyoto Forests." Change.

Nabuurs, G. J., E. Thürig, N. Heidema, K. Armolaitis, P. Biber, E. Cienciala, E. Kaufmann, et al. 2008. "Hotspots of the European Forests Carbon Cycle." Forest Ecology and Management 256 (3): 194–200. doi:10.1016/j.foreco.2008.04.009.

Nabuurs, Gert J., O. Masera, K. Andrasko, P. Benetiz-Ponce, R. Boer, M. Dutschke, E. Elsiddig, et al. 2007. "Forestry." In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 541–584. Cambridge University Press.

Nabuurs, Gert-Jan, Marcus Lindner, Pieter J. Verkerk, Katja Gunia, Paola Deda, Roman Michalak, and Giacomo Grassi. 2013. "First Signs of Carbon Sink Saturation in European Forest Biomass." Nature Climate Change 3 (9): 792–96. doi:10.1038/nclimate1853.

Nagendra, Harini, Richard Lucas, João Pradinho Honrado, Rob HG Jongman, Cristina Tarantino, Maria Adamo, and Paola Mairota. 2013. "Remote Sensing for Conservation Monitoring: Assessing Protected Areas, Habitat Extent, Habitat Condition, Species Diversity, and Threats." Ecological Indicators 33: 45–59.

Nagendra, Harini, Darla K. Munroe, and Jane Southworth. 2004. "From Pattern to Process: Landscape Fragmentation and the Analysis of Land Use/land Cover Change." Agriculture, Ecosystems & Environment 101 (2–3): 111–15. doi:10.1016/j.agee.2003.09.003.

Nagler, Magdalena, Veronika Fontana, Georg J. Lair, Anna Radtke, Erich Tasser, Stefan Zerbe, and Ulrike Tappeiner. 2015. "Different Management of Larch Grasslands in the European Alps Shows Low Impact on above- and Belowground Carbon Stocks." Agriculture, Ecosystems & Environment 213 (December): 186–93. doi:10.1016/j.agee.2015.08.005.

Naizot, Florence. 2005. "Les Changements D'occupation Des Sols de 1990 À 2000: Plus D'artificiel, Moins de Prairies et de Bocages." IFEN - Les Données de L'environnement, Territoires, , no. 101(March).

Nassauer, Joan Iverson. 1995a. "Culture and Changing Landscape Structure." Landscape Ecology 10 (4): 229–237.

———. 1995b. "Messy Ecosystems, Orderly Frames." Landscape Journal 14 (2): 161–70. doi:10.3368/lj.14.2.161.

Nations Unies. 1992. Convention–cadre Des Nations Unies Sur Les Changements Climatiques. CCNUCC (UNFCCC).

———. 1997. Proposed Elements of a Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, Presented by Brazil in Response to the Berlin Mandate. CCNUCC (UNFCCC).

———. 2002. Decision 11/CP.7 Land Use, Land-Use Change and Forestry. CCNUCC (UNFCCC). Vol. (FCCC/CP/2001/13/Add.1).

———. 2015. Accord de Paris. http://unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/french_paris_agreement.pdf.

NatureParif. 2011. "Méthodologie d'Ecoline."

Neumann, Mathias, Adam Moreno, Volker Mues, Sanna Härkönen, Matteo Mura, Olivier Bouriaud, Mait Lang, et al. 2016. "Comparison of Carbon Estimation Methods for European Forests." Forest Ecology and Management 361 (February): 397–420. doi:10.1016/j.foreco.2015.11.016.

Nicolardot, B., and J. C. Germon. 2008. "Emissions de Méthane (CH4) et D'oxydes D'azote (N2O et NOx) Par Les Sols Cultivés." Aspects Généraux et Effet Du Non Travail Du Sol. Etude et Gestion Des Sols 15: 171–182.

Nijkamp, Peter, and Jeroen CJM van den Bergh. 1997. "New Advances in Economic Modelling and Evaluation of Environmental Issues." European Journal of Operational Research 99 (1): 180–196.

Nilsson, Sten, and Wolfgang Schopfhauser. 1995. "The Carbon-Sequestration Potential of a Global Afforestation Program." Climatic Change 30 (3): 267–93. doi:10.1007/BF01091928.

Nisbet, R. E. R., R. Fisher, R. H. Nimmo, D. S. Bendall, P. M. Crill, A. V. Gallego-Sala, E. R. C. Hornibrook, et al. 2009. "Emission of Methane from Plants." Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences 276 (1660): 1347–54. doi:10.1098/rspb.2008.1731.

Nitsch, Heike, Bernhard Osterburg, Wolfgang Roggendorf, and Birgit Laggner. 2012. "Cross Compliance and the Protection of Grassland – Illustrative Analyses of Land Use Transitions between Permanent Grassland and Arable Land in German Regions." Land Use Policy 29 (2): 440–48. doi:10.1016/j.landusepol.2011.09.001.

Noblet-Ducoudré, Nathalie de, Juan-Pablo Boisier, Andy Pitman, G. B. Bonan, V. Brovkin, Faye Cruz, C. Delire, et al. 2012. "Determining Robust Impacts of Land-Use-Induced Land Cover Changes on Surface Climate over North America and Eurasia: Results from the First Set of LUCID Experiments." Journal of Climate 25 (9): 3261–3281.

Noin, Daniel. 2006. Le nouvel espace français. Paris: Armand Colin.

Normandin, Bruno Cinotti-Dominique, and B. Cinotti. 2002. "Exploitants Agricoles et Propriété Forestière: Où Est Passée La 'forêt Paysanne'?" Revue Forestière Fran\ccaise 54 (4): 311–328.

Nowak, David J., and Daniel E. Crane. 2002. "Carbon Storage and Sequestration by Urban Trees in the USA." Environmental Pollution 116 (3): 381–89. doi:10.1016/S0269-7491(01)00214-7.

Odum, Eugene P. 1969. "The Strategy of Ecosystem Development." Sustainability: Sustainability 164: 58.

———. 1971. "Fundamentals of Ecology, 574 Pp." Philadelphia: Saunders.

Olesen, Jørgen E., and Marco Bindi. 2002. "Consequences of Climate Change for European Agricultural Productivity, Land Use and Policy." European Journal of Agronomy 16 (4): 239–262.

Olofsson, P., T. Kuemmerle, P. Griffiths, J. Knorn, A. Baccini, V. Gancz, V. Blujdea, R. A. Houghton, I. V. Abrudan, and C. E. Woodcock. 2011. "Carbon Implications of Forest Restitution in Post-Socialist Romania." Environmental Research Letters 6 (4): 45202.

Olofsson, Pontus, Giles M. Foody, Martin Herold, Stephen V. Stehman, Curtis E. Woodcock, and Michael A. Wulder. 2014. "Good Practices for Estimating Area and Assessing Accuracy of Land Change." Remote Sensing of Environment 148 (May): 42–57. doi:10.1016/j.rse.2014.02.015.

Olofsson, Pontus, Giles M. Foody, Stephen V. Stehman, and Curtis E. Woodcock. 2013. "Making Better Use of Accuracy Data in Land

Change Studies: Estimating Accuracy and Area and Quantifying Uncertainty Using Stratified Estimation." Remote Sensing of Environment 129 (February): 122–31. doi:10.1016/j.rse.2012.10.031.

Oloukoi, Joseph, Vincent Mama, and Fulbert Agbo. 2006. "Modélisation de La Dynamique de L'occupation Des Terres Dans Le Département Des Collines Au Bénin." Télédétection 6 (4): 305–323.

Olteanu, Ana-Maria. 2008. "Fusion de Connaissances Imparfaites Pour L'appariement de Données Géographiques: Proposition D'une Approche S' Appuyant Sur La Théorie Des Fonctions de Croyance." Université Paris-Est.

ONF. 2006. "Forêt et Carbone." Le Point Sur, Dossiers de l'ONF, , no. 5(June): 4.

Oort, P. A. J. van. 2005. "Improving Land Cover Change Estimates by Accounting for Classification Errors." International Journal of Remote Sensing 26 (14): 3009–24. doi:10.1080/01431160500057848.

Openshaw, S. 1984. "Ecological Fallacies and the Analysis of Areal Census Data." Environment and Planning A 16 (1): 17–31. doi:10.1068/a160017.

Orfeuil, Jean Pierre. 2004. Transports, Effet de Serre et Changement Climatique: Les Termes Des Débats. Rapport pour l'Union Routière de France.

Ortiz, Carina A., Jari Liski, Annemieke I. Gärdenäs, Aleksi Lehtonen, Mattias Lundblad, Johan Stendahl, Göran I. \AAgren, and Erik Karltun. 2013a. "Soil Organic Carbon Stock Changes in Swedish Forest Soils—a Comparison of Uncertainties and Their Sources through a National Inventory and Two Simulation Models." Ecological Modelling 251: 221–231.

———. 2013b. "Soil Organic Carbon Stock Changes in Swedish Forest Soils—a Comparison of Uncertainties and Their Sources through a National Inventory and Two Simulation Models." Ecological Modelling 251: 221–231.

Oscar Gómez, and Ferran Páramo. 2005. "Environmental Accounting Methodological Guidebook. Data Processing of Land Cover Flows." EEA.

Osman, Julien. 2015. Connaissances Expertes et Modélisation Pour L'exploitation D'images D'observation de La Terre À Hautes Résolutions Spatiale, Spectrale et Temporelle. Toulouse 3.

Ostberg, Sebastian, Sibyll Schaphoff, Wolfgang Lucht, and Dieter Gerten. 2015. "Three Centuries of Dual Pressure from Land Use and Climate Change on the Biosphere." Environmental Research Letters 10 (4): 44011. doi:10.1088/1748-9326/10/4/044011.

Ostle, Nicholas J., Pete Smith, Rosie Fisher, F. Ian Woodward, Joshua B. Fisher, Jo U. Smith, David Galbraith, et al. 2009. "Integrating Plant–soil Interactions into Global Carbon Cycle Models." Journal of Ecology 97 (5): 851–63. doi:10.1111/j.1365-2745.2009.01547.x.

O'Sullivan, David. 2005. Geographical Information Science: Time Changes Everything.

Overmars, K. P., G. H. J. De Koning, and A. Veldkamp. 2003. "Spatial Autocorrelation in Multi-Scale Land Use Models." Ecological Modelling 164 (2): 257–270.

Overmars, Koen P., Peter H. Verburg, and Tom (A.) Veldkamp. 2007. "Comparison of a Deductive and an Inductive Approach to Specify Land Suitability in a Spatially Explicit Land Use Model." Land Use Policy 24 (3): 584–99. doi:10.1016/j.landusepol.2005.09.008.

Pacala, Stephen W., George C. Hurtt, Paul R. Moorcroft, and John P. Caspersen. 2001. "Carbon Storage in the US Caused by Land-Use Change." Present and Future Modeling of Global Environmental Change, 145–172.

Paciorek, Christopher J., and Jason S. McLachlan. 2009. "Mapping Ancient Forests: Bayesian Inference for Spatio-Temporal Trends in Forest Composition Using the Fossil Pollen Proxy Record." Journal of the American Statistical Association 104 (486): 608–22. doi:10.1198/jasa.2009.0026.

Paegelow, Martin, María Teresa Camacho Olmedo, Jean-François Mas, and Thomas Houet. 2014. "Benchmarking of LUCC Modelling Tools by Various Validation Techniques and Error Analysis." Cybergeo : European Journal of Geography, December. doi:10.4000/cybergeo.26610.

Paegelow, Martin, María Teresa Camacho Olmedo, Jean-François Mas, Thomas Houet, and Robert Gilmore Pontius Jr. 2013. "Land Change Modelling: Moving beyond Projections." International Journal of Geographical Information Science 27 (9): 1691–95. doi:10.1080/13658816.2013.819104.

Pagnutti, Chris, Chris T. Bauch, and Madhur Anand. 2013. "Outlook on a Worldwide Forest Transition." Edited by Bruno Hérault. PLoS ONE 8 (10): e75890. doi:10.1371/journal.pone.0075890.

Paillassa, Éric. 2000. "Stabilité et Reconstitution Des Peupleraies Après Les Tempêtes Des 26 et 27 Décembre 1999." Les Dossiers de L'environnement de l'INRA, no. 20: 184–189.

Palacio-Rabaud, V. 2000. "Les Paysages Agricoles En Repli Devant Les Landes et Les Villes." Agreste Primeur, no. 76.

Palsky, Gilles. 1996. "Des Chiffres et Des Cartes. La Cartographie Quantitative Au XIXe Siècle." Paris: Comité Des Travaux Historiques et Scientifiques.

Pan, Yude, Richard A. Birdsey, Jingyun Fang, Richard Houghton, Pekka E. Kauppi, Werner A. Kurz, Oliver L. Phillips, et al. 2011. "A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests." Science 333 (6045): 988–93. doi:10.1126/science.1201609.

Panagos, Panos, Cristiano Ballabio, Yusuf Yigini, and Martha B. Dunbar. 2013. "Estimating the Soil Organic Carbon Content for European NUTS2 Regions Based on LUCAS Data Collection." Science of The Total Environment 442 (January): 235–46. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.10.017.

Papadimitriou, Fivos. 2013. "Mathematical Modelling of Land Use and Landscape Complexity with Ultrametric Topology." Journal of Land Use Science 8 (2): 234–54. doi:10.1080/1747423X.2011.637136.

Parkes, Don, and Nigel J. Thrift. 1980. Times, Spaces, and Places: A Chronogeographic Perspective. J. Wiley.

Pascual, J. I., N. Lorente, Z. Song, H. Conrad, and H.-P. Rust. 2003. "Selectivity in Vibrationally Mediated Single-Molecule Chemistry." Nature 423 (6939): 525–28. doi:10.1038/nature01649.

Passolt, Gregor, Miranda J. Fix, and Sándor F. Tóth. 2012. "A Voronoi Tessellation Based Approach to Generate Hypothetical Forest Landscapes." Canadian Journal of Forest Research 43 (1): 78–89.

Paul, Alexander G., Volker C. Hammen, Thomas Hickler, Ulrich G. Karlson, Kevin C. Jones, and Andrew J. Sweetman. 2012. "Potential Implications of Future Climate and Land-Cover Changes for the Fate and Distribution of Persistent Organic Pollutants in Europe: Climate Change and Environmental Pollutants." Global Ecology and Biogeography 21 (1): 64–74. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00547.x.

Paustian, K., O. Andrén, H. H. Janzen, R. Lal, P. Smith, G. Tian, H. Tiessen, M. Van Noordwijk, and P. L. Woomer. 1997. "Agricultural Soils as a Sink to Mitigate CO2 Emissions." Soil Use and Management 13 (December): 230–44. doi:10.1111/j.1475-2743.1997.tb00594.x.

Paustian, Keith, Harold P. Collins, and Eldor A. Paul. 1997. Management Controls on Soil Carbon. 1997a, CRC Press: Boca Raton, FL, USA..

Paustian, Keith, Johannes Lehmann, Stephen Ogle, David Reay, G. Philip Robertson, and Pete Smith. 2016. "Climate-Smart Soils." Nature 532 (7597): 49–57. doi:10.1038/nature17174.

Pégorier, André, and Sylvie Lejeune. 1997. Les Noms de Lieux En France: Glossaire de Termes Dialectaux. Institut géographique national.

Pelekis, Nikos, Babis Theodoulidis, Ioannis Kopanakis, and Yannis Theodoridis. 2004. "Literature Review of Spatio-Temporal Database Models." Knowl. Eng. Rev. 19 (3): 235–274. doi:10.1017/S026988890400013X.

Pellissier, Vincent, Marianne Cohen, Antoine Boulay, and Philippe Clergeau. 2012. "Birds Are Also Sensitive to Landscape Composition and Configuration within the City Centre." Landscape and Urban Planning 104 (2): 181–88. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.10.011.

Peloux, T. 2008. "La Définition Juridique de La Forêt." Forêts de France, Fédération des Forestiers Privés de France, , no. 512(avril): 29.

Peltoniemi, Mikko. 2013. "Uncertainty Assessment of Forest Carbon Balance." Accessed October 22.

Penman, Jim, and Intergovernmental Panel on Climate Change. 2003. Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de

l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie. Hayama, Kanagawa: IGES.

Perdigão, Vanda, and Alessandro Annoni. 1993. "Technical and Methodological Guide for Updating Corine Land Cover Datya Base." EUR 17288 EN. Luxembourg: JRC - EEA.

Pereira, Luciana de Oliveira, Corina da Costa Freitas, Sidnei João Siqueira Sant' Anna, Dengsheng Lu, and Emilio F. Moran. 2013. "Optical and Radar Data Integration for Land Use and Land Cover Mapping in the Brazilian Amazon." GIScience & Remote Sensing 50 (3): 301–321.

Pérès, Stéphanie, and Nathalie Gaussier. 2010. "La Conversion Des Parcelles Viticoles En Usage Résidentiel, Le Cas de L'aire Urbaine de Bordeaux." Canadian Journal of Regional Science, no. 33: 123–36.

Pérez-Hoyos, A., F. J. García-Haro, and J. San-Miguel-Ayanz. 2012a. "Conventional and Fuzzy Comparisons of Large Scale Land Cover Products: Application to CORINE, GLC2000, MODIS and GlobCover in Europe." ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 74: 185–201.

———. 2012b. "A Methodology to Generate a Synergetic Land-Cover Map by Fusion of Different Land-Cover Products." International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 19 (October): 72–87. doi:10.1016/j.jag.2012.04.011.

Pérez-Hoyos, Ana, Francisco Javier García-Haro, and Nuria Valcárcel. 2014. "Incorporating Sub-Dominant Classes in the Accuracy Assessment of Large-Area Land Cover Products: Application to GlobCover, MODISLC, GLC2000 and CORINE in Spain." Accessed June 13.

Perpillou, Aimé. 1963. "Construction de La Carte de L'utilisation Agricole Du Sol En France." Acta Geographica, no. 46: 35–37.

———. 1979. "Cartes de L'utilisation Du Sol En France. : I, 19e Siècle, ; II, Lre Moitié Du 20e Siècle; III, 2e Moitié Du 20e Siècle,." Paris: CNRS.

Perret, Julien, Cyril De Runz, Xavier Rodier, Anne Varet-Vitu, Bertrand Dumenieu, Laure Saligny, Pascal Cristofoli, Bastien Lefebvre, and Eric Desjardin. 2015. "Études des dynamiques de l'occupation du sol. Questionnements, simplifications et limites." Revue Internationale de Géomatique 25 (3/2015): 301–30.

Peters, Glen P., and Edgar G. Hertwich. 2007. "Post-Kyoto Greenhouse Gas Inventories: Production versus Consumption." Climatic Change 86 (1–2): 51–66. doi:10.1007/s10584-007-9280-1.

Petit, C. C., and E. F. Lambin. 2002. "Impact of Data Integration Technique on Historical Land-Use/land-Cover Change: Comparing Historical Maps with Remote Sensing Data in the Belgian Ardennes." Landscape Ecology 17 (2): 117–132.

Pettersen. 2016. "The Swedish Sampling System to Monitor Land-Use Changes." In . Stresa, Italie.

Peuquet, Donna J. 1994. "It's About Time: A Conceptual Framework for the Representation of Temporal Dynamics in Geographic Information Systems." Annals of the Association of American Geographers 84 (3): 441–61. doi:10.1111/j.1467-8306.1994.tb01869.x.

Peyraud, Jean-Louis, Alain Peeters, and A. De Vliegher. 2012. "Place et Atouts Des Prairies Permanentes En France et En Europe." In Journées Professionnelles de L'association Française Pour La Production Fourragère (AFPF),.

Phillips, Oliver L., Simon L. Lewis, Timothy R. Baker, Kuo-Jung Chao, and Niro Higuchi. 2008. "The Changing Amazon Forest." Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 363 (1498): 1819–1827.

Phipps, Michel. 1968. "Recherche de La Structure Un Paysage Local Par Les Méthodes Analyse Multi-Variable." Comptes-Rendus de l'Académie Des Sciences, no. 266: 224–27.

———. 1969. Recherches Sur La Distribution Géographique de L'utilisation Du Sol: Structure Locale: Modèle Biogéographique: Structure Régionale. Université, Faculté des Sciences.

Piegay, Hervé. 1997. "P. Arnould, M. Hotyat, L. Simon, Les Forêts d'Europe." Revue de Géographie de Lyon 72 (4): 290–290.

Pielke, R. A., and R. Avissar. 1990. "Influence of Landscape Structure on Local and Regional Climate." Landscape Ecology 4 (2–3): 133–55. doi:10.1007/BF00132857.

Pielke, R. A., G. Marland, R. A. Betts, T. N. Chase, J. L. Eastman, J. O. Niles, D. d. S. Niyogi, and S. W. Running. 2002. "The Influence of Land-Use Change and Landscape Dynamics on the Climate System: Relevance to Climate-Change Policy beyond the Radiative Effect of Greenhouse Gases." Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences 360 (1797): 1705–19. doi:10.1098/rsta.2002.1027.

Pielke Sr., R. A. 2005. "ATMOSPHERIC SCIENCE: Land Use and Climate Change." Science 310 (5754): 1625–26. doi:10.1126/science.1120529.

Pijanowski, Bryan C., Daniel G. Brown, Bradley A. Shellito, and Gaurav A. Manik. 2002. "Using Neural Networks and GIS to Forecast Land Use Changes: A Land Transformation Model." Computers, Environment and Urban Systems 26 (6): 553–575.

Pilli, Roberto. 2012. "Calibrating CORINE Land Cover 2000 on Forest Inventories and Climatic Data: An Example for Italy." International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 19 (October): 59–71. doi:10.1016/j.jag.2012.04.016.

Pinchemel, Philippe. 1999. "Etudier La Face de La Terre." Historiens et Géographes, no. 367(July): 59–72.

Pinchemel, Philippe, Jean-Louis Tissier, and Joelle Adda. 1987. Lire Les Paysages. La Documentation française et le Centre national de documentation pédagogique (CNDP).

Piorr, Annette, Fabrizio Ungaro, Arianna Ciancaglini, Kathrin Happe, Amanda Sahrbacher, Claudia Sattler, Sandra Uthes, and Peter Zander. 2009. "Integrated Assessment of Future CAP Policies: Land Use Changes, Spatial Patterns and Targeting." Environmental Science & Policy 12 (8): 1122–36. doi:10.1016/j.envsci.2009.01.001.

Piron, O. 2008. "Soixante Ans de Changement de L'utilisation Des Sols (1946-2006)." Études Foncières, no. 132.

Pirotte, Alain, and Jean-Loup Madre. 2011. "Determinants of Urban Sprawl in France: An Analysis Using a Hierarchical Bayes Approach on Panel Data." Urban Studies, March, 42098010391303. doi:10.1177/0042098010391303.

Pistre, Pierre. 2013. "Les Campagnes Françaises: Un Renouveau Incontestable Mais Très Inégal." Population & Avenir, no. 5: 4–8.

Pitman, A. J., N. de Noblet-Ducoudré, F. B. Avila, L. V. Alexander, J.-P. Boisier, V. Brovkin, C. Delire, et al. 2012. "Effects of Land Cover Change on Temperature and Rainfall Extremes in Multi-Model Ensemble Simulations." Earth System Dynamics 3 (2): 213–31. doi:10.5194/esd-3-213-2012.

Pitte, Jean-Robert. 2003. Histoire du paysage français: de la préhistoire à nos jours. Paris: Tallandier.

Pittman, Kyle, Matthew C. Hansen, Inbal Becker-Reshef, Peter V. Potapov, and Christopher O. Justice. 2010. "Estimating Global Cropland Extent with Multi-Year MODIS Data." Remote Sensing 2 (7): 1844–1863.

Plapper, W. 1969. "Probleme Der Genesedarstellung." Veröffentlichung Der Akademie Für Raumforschung Und Landesplanung, Forschungs-Und Sitzungsberichte, Remagen 51 (1 part): 43–52.

Platou, S. W., A. M. Norr, and H. B. Madsen. 1989. "Digitising of the EC Soil Map." In Proceedings of the International Workshop of Computerisation of Land Use Data. Pisa. CEC DG VI. Luxembourg, 12–24.

Plieninger, Tobias, Christian Schleyer, Martin Mantel, and Patrick Hostert. 2012. "Is There a Forest Transition Outside Forests? Trajectories of Farm Trees and Effects on Ecosystem Services in an Agricultural Landscape in Eastern Germany." Land Use Policy 29 (1): 233–43. doi:10.1016/j.landusepol.2011.06.011.

Podaire, Alain. 2000. "Informations sur le projet Changement d' Utilisation et de Couverture des Sols." Cybergeo : European Journal of Geography, May. doi:10.4000/cybergeo.618.

Poeplau, Christopher, and Axel Don. 2013. "Sensitivity of Soil Organic Carbon Stocks and Fractions to Different Land-Use Changes across Europe." Geoderma 192 (January): 189–201. doi:10.1016/j.geoderma.2012.08.003.

Poinsot, Yves. 1997. "Le Rôle Des Formes Spatiales Dans L'enfrichement Des Moyennes Montagnes Audoises : Esquisse D'une Géographie Du Voisinage." Espace Géographique 26 (3): 247–60. doi:10.3406/spgeo.1997.1079.

Pointereau, Philippe, and Frédéric Coulon. 2006. “La Haie En France et En Europe : Évolution Ou Régression, Au Travers Des Politiques Agricoles.” In . Auch.

———. 2009. “Abandon et Artificialisation Des Terres Agricoles.” Courrier de L’environnement de l’INRA 57: 109–120.

Poissonet, Jacques. 1968. “Essai D’approche Quantitative de L’interprétation Des Thèmes Cartographiques de La Végétation et de Son Écologie En Sologne.”.

Polhill, J. Gary, Dawn Parker, Daniel Brown, and Volker Grimm. 2008. “Using the ODD Protocol for Describing Three Agent-Based Social Simulation Models of Land-Use Change.” Journal of Artificial Societies and Social Simulation 11 (2): 3.

Ponge, J.-F., and G. Herbuveaux. 2013. “Notes Pour L’interprétation Des Données Recueillies Lors de L’étude Stratigraphique Des Mares et Tourbières.”

Pongratz, J., T. Raddatz, C. H. Reick, M. Esch, and M. Claussen. 2009. “Radiative Forcing from Anthropogenic Land Cover Change since A.D. 800.” Geophysical Research Letters 36 (2): n/a–n/a. doi:10.1029/2008GL036394.

Pongratz, J., C. H. Reick, R. A. Houghton, and J. I. House. 2014. “Terminology as a Key Uncertainty in Net Land Use and Land Cover Change Carbon Flux Estimates.” Earth System Dynamics 5 (1): 177–195.

Pongratz, J., C. H. Reick, T. Raddatz, and M. Claussen. 2010. “Biogeophysical versus Biogeochemical Climate Response to Historical Anthropogenic Land Cover Change.” Geophysical Research Letters 37 (8): n/a–n/a. doi:10.1029/2010GL043010.

Pongratz, J., C. Reick, T. Raddatz, and M. Claussen. 2008. “A Reconstruction of Global Agricultural Areas and Land Cover for the Last Millennium.” Global Biogeochemical Cycles 22 (3): n/a–n/a. doi:10.1029/2007GB003153.

Pontius, R. G., and M. L. Cheuk. 2006. “A Generalized Cross- tabulation Matrix to Compare Soft- classified Maps at Multiple Resolutions.” International Journal of Geographical Information Science 20 (1): 1–30. doi:10.1080/13658810500391024.

Pontius, Robert G., Emily Shusas, and Menzie McEachern. 2004. “Detecting Important Categorical Land Changes While Accounting for Persistence.” Agriculture, Ecosystems & Environment 101 (2–3): 251–68. doi:10.1016/j.agee.2003.09.008.

Pontius, Robert Gilmore, and Marco Millones. 2011. “Death to Kappa: Birth of Quantity Disagreement and Allocation Disagreement for Accuracy Assessment.” International Journal of Remote Sensing 32 (15): 4407–29. doi:10.1080/01431161.2011.552923.

Pontius Jr, Robert Gilmore, and Christopher D. Lippitt. 2006. “Can Error Explain Map Differences over Time?” Cartography and Geographic Information Science 33 (2): 159–171.

Pontius Jr, Robert Gilmore, and Nicholas R. Malizia. 2004. “Effect of Category Aggregation on Map Comparison.” In Geographic Information Science, 251–268. Springer..

Popp, Alexander, Florian Humpenöder, Isabelle Weindl, Benjamin Leon Bodirsky, Markus Bonsch, Hermann Lotze-Campen, Christoph Müller, et al. 2014. “Land-Use Protection for Climate Change Mitigation.” Nature Climate Change 4 (12): 1095–98. doi:10.1038/nclimate2444.

Potere, David, and Annemarie Schneider. 2007. “A Critical Look at Representations of Urban Areas in Global Maps.” GeoJournal 69 (1–2): 55–80.

Poudevigne, Isabelle, Sabine van Rooij, Pierre Morin, and Didier Alard. 1997. “Dynamics of Rural Landscapes and Their Main Driving Factors: A Case Study in the Seine Valley, Normandy, France.” Landscape and Urban Planning 38 (1–2): 93–103. doi:10.1016/S0169-2046(97)00025-X.

Pouliot, Darren, Rasim Latifovic, Natalie Zabcic, Luc Guindon, and Ian Olthof. 2014. “Development and Assessment of a 250 M Spatial Resolution MODIS Annual Land Cover Time Series (2000–2011) for the Forest Region of Canada Derived from Change-Based Updating.” Remote Sensing of Environment 140 (January): 731–43. doi:10.1016/j.rse.2013.10.004.

Pouyat, R, P Groffman, I Yesilonis, and L Hernandez. 2002. “Soil Carbon Pools and Fluxes in Urban Ecosystems.” Environmental Pollution 116, Supplement 1 (March): S107–18. doi:10.1016/S0269-7491(01)00263-9.

Pouyat, Richard V., Ian D. Yesilonis, and David J. Nowak. 2006. “Carbon Storage by Urban Soils in the United States.” Journal of Environment Quality 35 (4): 1566. doi:10.2134/jeq2005.0215.

Prakash, Adam. 2011. Agriculture, Forestry and Other Land Use Mitigation Project Database. Second Assessment of the Current Status of Land-Based Sectors in the Carbon Markets. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Pregitzer, Kurt, Wendy Loya, Mark Kubiske, and Donald Zak. 2006. “Soil Respiration in Northern Forests Exposed to Elevated Atmospheric Carbon Dioxide and Ozone.” Oecologia 148 (3): 503–516.

Prieler, Sylvia. 2005. “Built-up and Associated Land Area Increases in Europe.” EU 5th Framework Programme Project: Modelling Opportunities and Limits for Restructuring Europe towards SuStainability (MOSuS)-WP3: Environmental Evaluation-Deliverable, IIASA-International Institute for Applied Systems Analysis.

PROBIOR. 2011. “Diagnostic Terriorial. Programme PROBIOR ‘Coteaux Secs, Vallée de l’Hers et Plaine d’Ariège.’”

Puissant, Anne. 2003. “Information Géographique et Images À Très Haute Résolution Utilité et Applications En Milieu Urbain.” Université Louis Pasteur-Strasbourg I..

Pumain, Denise. 2010. “Commentaire : Transition fractal-non fractal et objets géographiques.” L’Espace géographique 39 (2): 113–16.

Pumain, Denise, and Benoît Riandey. 1986. “Le Fichier de l’Ined : ‘urbanisation de la France.’” Espace, populations, sociétés 4 (2): 269–77. doi:10.3406/espos.1986.1136.

Quegan, Shaun, Philip Lewis, Tristan Quaife, Gareth Roberts, Martin Wooster, and Mathias Disney. 2008. “Using Satellite Observations in Regional Scale Calculations of Carbon Exchange.” In The Continental-Scale Greenhouse Gas Balance of Europe, edited by A. Johannes Dolman, Riccardo Valentini, and Annette Freibauer, 309–39. Ecological Studies 203. Springer New York.

Quéré, C. Le, Robert Joseph Andres, T. Boden, T. Conway, R. A. Houghton, Joanna I. House, Gregg Marland, et al. 2013. “The Global Carbon Budget 1959–2011.” Earth System Science Data 5 (1): 165–185.

Rabben, Ellis L., E. Lawrence Chalmers Jr, Eugene Manley, and Jack Pickup. 1960. “Fundamentals of Photo Interpretation.” Manual of Photographic Interpretation, 99–168.

Racine, Jean-Bernard. 1981. “Problématiques et Méthodologie: De L’implicite À L’explicite" dans H.” Isuard, JB Racine et H Raynard (Ed.) Problématiques de La Géographie Paris, PUF Le Géographe.

Raciti, Steve M., Peter M. Groffman, Jennifer C. Jenkins, Richard V. Pouyat, Timothy J. Fahey, Steward TA Pickett, and Mary L. Cadenasso. 2011. “Accumulation of Carbon and Nitrogen in Residential Soils with Different Land-Use Histories.” Ecosystems 14 (2): 287–297.

Raciti, Steve M., Lucy R. Hutyra, and Adrien C. Finzi. 2012. “Depleted Soil Carbon and Nitrogen Pools beneath Impervious Surfaces.” Environmental Pollution 164: 248–251.

Raciti, Steve M., Lucy R. Hutyra, Preeti Rao, and Adrien C. Finzi. 2012. “Inconsistent Definitions of ‘urban’ Result in Different Conclusions about the Size of Urban Carbon and Nitrogen Stocks.” Ecological Applications 22 (3): 1015–1035.

Radke, Richard J., Srinivas Andra, Omar Al-Kofahi, and Badrinath Roysam. 2005. “Image Change Detection Algorithms: A Systematic Survey.” IEEE Transactions on Image Processing 14 (3): 294–307.

Rajan, K. S., and Ryosuke Shibasaki. 2000. “A GIS Based Integrated Land Use/cover Change Model to Study Human-Land Interactions.” International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing 33 (B7/3; PART 7): 1212–1219.

Rameau, Jean-Claude. 1999. “Accrus, Successions Végétales et Modèles de Dynamique Linéaire Forestière.” Ingénieries EAT, 33–48.

Ramezani, Habib, and Sören Holm. 2011. “Sample Based Estimation of Landscape Metrics; Accuracy of Line Intersect Sampling for Estimating Edge Density and Shannon’s Diversity Index.” Environmental and Ecological Statistics 18 (1): 109–30. doi:10.1007/s10651-009-0123-2.

Ramezani, Habib, Sören Holm, Anna Allard, and Göran Ståhl. 2010. “Monitoring Landscape Metrics by Point Sampling: Accuracy in Estimating Shannon’s Diversity and Edge Density.” Environmental Monitoring and Assessment 164 (1–4): 403–21. doi:10.1007/s10661-009-0902-0.

Ran, Y. H., X. Li, L. Lu, and Z. Y. Li. 2012. “Large-Scale Land Cover Mapping with the Integration of Multi-Source Information Based on the Dempster–Shafer Theory.” International Journal of Geographical Information Science 26 (1): 169–91. doi:10.1080/13658816.2011.577745.

Rango, Albert, Andrea Laliberte, Jeffrey E. Herrick, Craig Winters, Kris Havstad, Caiti Steele, and Dawn Browning. 2009. “Unmanned Aerial Vehicle-Based Remote Sensing for Rangeland Assessment, Monitoring, and Management.” Journal of Applied Remote Sensing 3 (1): 33542-033542–15. doi:10.1117/1.3216822.

Rapin, Florian. 2011. “Les Nouveaux Enjeux Territoriaux de La Réforme de La Carte Militaire.” Revue Géographique de l’Est 51 (1–2). http://rge.revues.org/3257.

Rasool, S. I. 1987. “Understanding the Global Change: An Opportunity to Seize.” Eos, Transactions American Geophysical Union 68 (47): 1610–1610. doi:10.1029/EO068i047p01610-03.

Rasool, S.i. 1988. “Climate Change, Global Change: What Is the Difference?” Eos, Transactions American Geophysical Union 69 (25): 668–668. doi:10.1029/88EO00224.

Rathee, Sonia, and Amita Yadav. 2013. “Survey on Spatio-Temporal Database and Data Models with Relevant Features.” International Journal of Scientific and Research Publications 31.

Reger, Birgit, Annette Otte, and Rainer Waldhardt. 2007. “Identifying Patterns of Land-Cover Change and Their Physical Attributes in a Marginal European Landscape.” Landscape and Urban Planning 81 (1–2): 104–13. doi:10.1016/j.landurbplan.2006.10.018.

Reichstein, Markus, Michael Bahn, Philippe Ciais, Dorothea Frank, Miguel D. Mahecha, Sonia I. Seneviratne, Jakob Zscheischler, et al. 2013. “Climate Extremes and the Carbon Cycle.” Nature 500 (7462): 287–95. doi:10.1038/nature12350.

Remmel, T. K., and F. Csillag. 2003. “When Are Two Landscape Pattern Indices Significantly Different?” Journal of Geographical Systems 5 (4): 331–51. doi:10.1007/s10109-003-0116-x.

Rémy, Jacques. 2011. “Le point de vue du sociologue : articuler agricole et rural.” In Dynamiques des espaces ruraux dans le monde, by Martine Guibert and Yves Jean, 361. Armand Colin.

Renes, Johannes. 2008. “European Landscapes: Continuity and Change.” In . Lisbonne.

Rey, Paul. 1957. L’interprétation Des Photographies Aériennes. Centre National de la Recherche Agronomique.

Rey, Pierre, and Michelle Izard. 1967. Notions Pratiques de Photo-Interprétation. Éditions du Centre national de la recherche scientifique.

Rey, Violette. 1981. “Foin de Fichiers Mal Fichus . . et Quelques Conclusions Sur Le Besoin de Terre Agricole Obtenues Par L’analyse Des Données.” ISH, no. 51(décembre): 69–81.

Rhemtulla, Jeanine M., David J. Mladenoff, and Murray K. Clayton. 2009. “Historical Forest Baselines Reveal Potential for Continued Carbon Sequestration.” Proceedings of the National Academy of Sciences 106 (15): 6082–6087.

Richard, Marion, Denis Voisin, Diane Vandaele, Philippe Quirion, and Julie Delcroix. 2011. “Etalement Urbain et Changements Climatiques : État Des Lieux et Propositions.” Réseau Action Climat (RAC)-France.

Richards, John A. 2005. “Analysis of Remotely Sensed Data: The Formative Decades and the Future.” IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 43 (3): 422–432.

Riché, Vishal. 2013. “Étude et Réalisation D’un Système D’imagerie SAR Exploitant Des Signaux et Configurations de Communication Numérique.” Université Rennes 1.

Ridd, Merrill K. 1995. “Exploring a VIS (Vegetation-Impervious Surface-Soil) Model for Urban Ecosystem Analysis through Remote Sensing: Comparative Anatomy for Cities†.” International Journal of Remote Sensing 16 (12): 2165–2185.

Rigaudière, Jérôme, and Laurent Lesimple. 2015. “Comment Mesurer La ‘consommation D’espace’ ? Une Obligation Légale sans Cadrage National.” La Revue Foncière, no. 7(October): 11–13.

Riitters, K. H., R. V. O’Neill, C. T. Hunsaker, J. D. Wickham, D. H. Yankee, S. P. Timmins, K. B. Jones, and B. L. Jackson. 1995. “A Factor Analysis of Landscape Pattern and Structure Metrics.” Landscape Ecology 10 (1): 23–39. doi:10.1007/BF00158551.

Rimbert, Sylvie. 1973. “Des « bruits » qui brouillent les cartes : les insuffisances de la lecture visuelle des cartes thématiques.” Espace géographique 2 (4): 313–16. doi:10.3406/spgeo.1973.1426.

Rindfuss, Ronald R., Barbara Entwisle, Stephen J. Walsh, Li An, Nathan Badenoch, Daniel G. Brown, Peter Deadman, et al. 2008. “Land Use Change: Complexity and Comparisons.” Journal of Land Use Science 3 (1): 1–10. doi:10.1080/17474230802047955.

Rindfuss, Ronald R., Stephen J. Walsh, B. L. Turner, Jefferson Fox, and Vinod Mishra. 2004. “Developing a Science of Land Change: Challenges and Methodological Issues.” Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 101 (39): 13976–13981.

Rive, Nathan, Asbjørn Torvanger, and Jan S. Fuglestvedt. 2006. “Climate Agreements Based on Responsibility for Global Warming: Periodic Updating, Policy Choices, and Regional Costs.” Global Environmental Change 16 (2): 182–194.

Robert, Sandrine. 2003. “Comment les formes du passé se transmettent-elles ?” Etudes rurales n° 167-168 (3): 115–31.

Robert-Bobée, Isabelle. 2006. “Projections de Population Pour La France Métropolitaine À L’horizon 2050: La Population Continue de Croître et Le Vieillissement Se Poursuit.” INSEE Principal, no. 1089.

Robin, Amandine. 2007. “Détection de Changements et Classification Sous-Pixelliques En Imagerie Satellitaire. Application Au Suivi Temporel Des Surfaces Continentales.” Université René Descartes-Paris V.

Robin, Marc, and 128. 2002. La télédétection : Des satellites aux SIG, 2e édition. Paris: Nathan Université.

Robinson, D. T., and D. G. Brown. 2009. “Evaluating the Effects of Land-Use Development Policies on Ex-Urban Forest Cover: An Integrated Agent-Based GIS Approach.” International Journal of Geographical Information Science 23 (9): 1211–32. doi:10.1080/13658810802344101.

Robinson, Derek T., Shipeng Sun, Meghan Hutchins, Rick L. Riolo, Daniel G. Brown, Dawn C. Parker, Tatiana Filatova, William S. Currie, and Sarah Kiger. 2013. “Effects of Land Markets and Land Management on Ecosystem Function: A Framework for Modelling Exurban Land-Change.” Environmental Modelling & Software 45 (July): 129–40. doi:10.1016/j.envsoft.2012.06.016.

Robinson, D.T., D.G. Brown, and W.S. Currie. 2009. “Modelling Carbon Storage in Highly Fragmented and Human-Dominated Landscapes: Linking Land-Cover Patterns and Ecosystem Models.” Ecological Modelling 220 (9–10): 1325–38. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.02.020.

Roche, A. 2009b. “Regroupements de Paysages Dans Le Cadre Du SINP.” Note interne de travail. MEEDDM / LADYSS.

Roche, Augustin. 2009a. “Eléments Pour La Réalisation et L’actualisation Des Atlas de Paysages.” Rapport LADYSS / MEEDDM, 44.

———. 2008. “Les Unités et Structures Paysagères Dans Les Atlas de Paysages.” Rapport de Fin D’études, INH/Direction de La Nature et Des Paysages.

Rojstaczer, Stuart, Shannon M. Sterling, and Nathan J. Moore. 2001. “Human Appropriation of Photosynthesis Products.” Science 294 (5551): 2549–52. doi:10.1126/science.1064375.

Rondeux, Jacques, and Marc Wagner. 2010. “National Forest Inventories-Pathways for Common Reporting.”.

Roqueplo, Philippe. 1997. Entre savoir et décision, l’expertise scientifique. Paris: Editions Quae.

Roudart, Laurence. 2010. “Terres Cultivables Non Cultivées: Des Disponibilités Suffisantes Pour La Sécurité Alimentaire Durable de L’humanité.” Analyse–Centre D’études et de Prospective, Ministère de L’alimentation, de L’agriculture et de La Pêche, no. 18.

Rounsevell, M. D. A., S. P. Evans, T. R. Mayr, and E. Audsley. 1997. “Integrating Biophysical and Socio-Economic Models for Land Use

Studies." In Proceedings of the ITC–ISSS Conference on Geo-Informationfor Sustainable Land Management, Enschede, The Netherlands, 368.

Rounsevell, M. D. A., I. Reginster, Miguel B. Araújo, T. R. Carter, N. Dendoncker, F. Ewert, J. I. House, S. Kankaanpää, R. Leemans, and M. J. M. Metzger. 2006. "A Coherent Set of Future Land Use Change Scenarios for Europe." Agriculture, Ecosystems & Environment 114 (1): 57–68.

Rounsevell, M.D.A., F. Ewert, I. Reginster, R. Leemans, and T.R. Carter. 2005. "Future Scenarios of European Agricultural Land Use." Agriculture, Ecosystems & Environment 107 (2–3): 117–35. doi:10.1016/j.agee.2004.12.002.

Rousseau, P. 1990. "L'évolution Des Forêts Fran\ccaises Métropolitaines D'après Les Statistiques Forestières.".

Ruas, Anne. 1999. "Modèle de Généralisation de Données Géographiques À Base de Contraintes et D'autonomie." Université de Marne-la-Vallée. http://www.theses.fr/1999MARN0050.

———. 2004. "Le Changement de Niveau de Détail Dans La Représentation de L'information Géographique." Université de Marne-La-Vallée.

Ruben, Ruerd, Henk Moll, and Arie Kuyvenhoven. 1998. "Integrating Agricultural Research and Policy Analysis: Analytical Framework and Policy Applications for Bio-Economic Modelling." Agricultural Systems 58 (3): 331–349.

Runfola, D. S. M., and R. G. Pontius Jr. 2013. "Measuring the Temporal Instability of Land Change Using the Flow Matrix." International Journal of Geographical Information Science 27 (9): 1696–1716.

Running, S. W., C. O. Justice, V. Salomonson, D. Hall, J. Barker, Y. J. Kaufmann, A. H. Strahler, et al. 1994. "Terrestrial Remote Sensing Science and Algorithms Planned for EOS/MODIS." International Journal of Remote Sensing 15 (17): 3587–3620.

Running, Steven W., Thomas R. Loveland, Lars L. Pierce, R. R. Nemani, and E. R. Hunt. 1995. "A Remote Sensing Based Vegetation Classification Logic for Global Land Cover Analysis." Remote Sensing of Environment 51 (1): 39–48.

Rusco, Ezio, Robert JA Jones, and Giovanni Bidoglio. 2001. Organic Matter in the Soils of Europe: Present Status and Future Trends. Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Centre, European Commission.

Rypdal, Kristin, and Rainer Baritz. 2002. "Estimating and Managing Uncertainties in Order to Detect Terrestial Greenhouse Gas Removals." Working paper/CICERO-Senter for Klimaforskning.

Saalfeld, Alan. 1988. "Conflation Automated Map Compilation." International Journal of Geographical Information System 2 (3): 217–228.

Sabatier, Bruno, and Isabelle Fordin. 2012. "Densifier Le Pavillonnaire." Études Foncières 155: 12–16.

SAFER. 2011. "Rapport d'orientation 2011. L'action des SAFER en zones périurbaines." Congrès des SAFER 2011. Paris.

Salles, Jean-Michel, and Marianne Sanlaville. 2011. "Scénarios Socio-Économiques et Dynamiques Territoriales de La Guyane." Actviité 2. GUYASIM. CIRAD.

Sanders, L. 1981. "L'utilisation Agricole Du Sol En France: Composantes Régionales et Sociales." Informatique et Sciences Humaines 51: 23–45.

Sanders, Léna. 2001. Modèles En Analyse Spatiale. Hermès Science.

Sankey, Temuulen Tsagaan, and Pamela Bond. 2011. "LiDAR-Based Classification of Sagebrush Community Types." Rangeland Ecology & Management 64 (1): 92–98.

Sarewitz, D. n.d. "La Futilité Des Connaissances Climatologiques." In La Science et de Débat Public, by M.-F. Chevallier-le-Guyader, Actes Sud/IHEST, 181_196. Paris.

Sarndal, C. E., and B. Swensson. 1992. Model-Assisted Survey Sampling. Taylor & Francis.

Sasaki, Nophea, and Francis E. Putz. 2009. "Critical Need for New Definitions of 'forest' and 'forest Degradation' in Global Climate Change Agreements." Conservation Letters 2 (5): 226–232.

Sboui, Tarek, Mehrdad Salehi, and Yvan Bédard. 2009. "Towards a Quantitative Evaluation of Geospatial Metadata Quality in the Context of Semantic Interoperability." In 6th International Symposium on Spatial Data Quality.

Scalenghe, Riccardo, Francesco Malucelli, Fabrizio Ungaro, Luca Perazzone, Nicola Filippi, and Anthony C. Edwards. 2011. "Influence of 150 Years of Land Use on Anthropogenic and Natural Carbon Stocks in Emilia-Romagna Region (Italy)." Environmental Science & Technology 45 (12): 5112–5117.

Scalenghe, Riccardo, and Franco Ajmone Marsan. 2009. "The Anthropogenic Sealing of Soils in Urban Areas." Landscape and Urban Planning 90 (1–2): 1–10. doi:10.1016/j.landurbplan.2008.10.011.

Scheibling, Jacques, and Félix Damette. 2003. Le territoire français. Permanences et mutations. 2e édition revue et augmentée. Carré Géographie. Hachette.

Schepaschenko, Dmitry, Linda See, Myroslava Lesiv, Ian McCallum, Steffen Fritz, Carl Salk, Elena Moltchanova, et al. 2015. "Development of a Global Hybrid Forest Mask through the Synergy of Remote Sensing, Crowdsourcing and FAO Statistics." Remote Sensing of Environment 162 (June): 208–20. doi:10.1016/j.rse.2015.02.011.

Schlamadinger, B., N. Bird, T. Johns, S. Brown, J. Canadell, L. Ciccarese, M. Dutschke, et al. 2007. "A Synopsis of Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF) under the Kyoto Protocol and Marrakech Accords." Environmental Science & Policy 10 (4): 271–82. doi:10.1016/j.envsci.2006.11.002.

Schmit, Claude, and M.D.A. Rounsevell. 2006. "Are Agricultural Land Use Patterns Influenced by Farmer Imitation?" Agriculture, Ecosystems & Environment 115 (1–4): 113–27. doi:10.1016/j.agee.2005.12.019.

Schmitt, Guillaume. 2010. "Inégalités écologiques et utilisation du sol : situation de la région Nord-Pas-de-Calais." Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, no. Dossier 9 (October). doi:10.4000/developpementdurable.3472.

Schneeberger, Nina, Matthias Bürgi, Anna M. Hersperger, and K.C. Ewald. 2007. "Driving Forces and Rates of Landscape Change as a Promising Combination for Landscape Change research—An Application on the Northern Fringe of the Swiss Alps." Land Use Policy 24 (2): 349–61. doi:10.1016/j.landusepol.2006.04.003.

Schneider, Uwe A. 2007. "Soil Organic Carbon Changes in Dynamic Land Use Decision Models." Agriculture, Ecosystems & Environment 119 (3–4): 359–67. doi:10.1016/j.agee.2006.07.020.

Schnitzler, Annik, and Jean-Claude Génot. 2012. La France des friches: de la ruralité à la féralité. Matière à débattre et décider. Versailles: Éd. Quae.

Schnitzler-Lenoble, Annik. 1996. "En Europe, La Forêt Primaire: L'extension de Vraies Réserves Forestières Est Une Nécessité Scientifique." La Recherche, no. 290: 68–72.

Schoorl, J. M., and A. Veldkamp. 2001. "Linking Land Use and Landscape Process Modelling: A Case Study for the Alora Region (South Spain)." Agriculture, Ecosystems & Environment 85 (1): 281–292.

Schott, Céline, Marc Benoît, Catherine Mignolet, and Jean-Fran\ccois Mari. 2008. "Dynamiques Des Systèmes de Culture Du Bassin de La Seine: Mise En Évidence D'une Intensification Des Pratiques Culturales Au Cours Des Trois Dernières Décennies.".

Schott, Céline, Catherine Mignolet, and Jean-Marc Meynard. 2010. "Les Oléoprotéagineux Dans Les Systèmes de Culture: Évolution Des Assolements et Des Successions Culturales Depuis Les Années 1970 Dans Le Bassin de La Seine." Oléagineux, Corps Gras, Lipides 17 (5): 276–291.

Schröter, D., L. Acosta-Michlik, A.W. Arnell, M.B. Araújo, and et al. 2004. "Advanced Terrestrial Ecosystem Analysis and Modelling. Final Report." Section 5 & 6. Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK).

Schrumpf, Marion, Jens Schumacher, Ingo Schöning, and Ernst-Detlef Schulze. 2008. "Monitoring Carbon Stock Changes in European Soils: Process Understanding and Sampling Strategies." In The Continental-Scale Greenhouse Gas Balance of Europe, edited by A. Johannes Dolman, Riccardo Valentini, and Annette Freibauer, 153–89. Ecological Studies 203. Springer New York.

Schulp, Catharina J.E., Gert-Jan Nabuurs, and Peter H. Verburg. 2008. "Future Carbon Sequestration in Europe—Effects of Land Use

Change.” Agriculture, Ecosystems & Environment 127 (3–4): 251–64. doi:10.1016/j.agee.2008.04.010.

Schulp, Catharina J.E., and A. Veldkamp. 2008. “Long-Term Landscape – Land Use Interactions as Explaining Factor for Soil Organic Matter Variability in Dutch Agricultural Landscapes.” Geoderma 146 (3–4): 457–65. doi:10.1016/j.geoderma.2008.06.016.

Schulp, C.J.E., and P.H. Verburg. 2009. “Effect of Land Use History and Site Factors on Spatial Variation of Soil Organic Carbon across a Physiographic Region.” Agriculture, Ecosystems & Environment 133 (1–2): 86–97. doi:10.1016/j.agee.2009.05.005.

Schulze, E. D., P. Ciais, S. Luyssaert, M. Schrumpf, I. A. Janssens, B. Thiruchittampalam, J. Theloke, et al. 2010. “The European Carbon Balance. Part 4: Integration of Carbon and Other Trace-Gas Fluxes.” Global Change Biology 16 (5): 1451–69. doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02215.x.

Schuurman, Nadine. 2009. “The New Brave New World: Geography, GIS, and the Emergence of Ubiquitous Mapping and Data.” Environment and Planning. D, Society and Space 27 (4): 571.

Schwendenmann, Luitgard, and Neil Mitchell. 2014. “Carbon Accumulation by Native Trees and Soils in an Urban Park, Auckland,” January.

Sède-Marceau, Marie-Hélène de, Alexandre Moine, and Souleymane Thiam. 2011. “Le développement d’observatoires territoriaux, entre complexité et pragmatisme.” L’Espace géographique Tome 40 (2): 117–26.

See, Linda, Alexis Comber, Carl Salk, Steffen Fritz, Marijn van der Velde, Christoph Perger, Christian Schill, Ian McCallum, Florian Kraxner, and Michael Obersteiner. 2013. “Comparing the Quality of Crowdsourced Data Contributed by Expert and Non-Experts.” PLoS ONE 8 (7): e69958. doi:10.1371/journal.pone.0069958.

See, Linda, Steffen Fritz, and Ian McCallum. 2014. “Satellite Data: Beyond Sharing Earth Observations.” Nature 514 (7521): 168–168. doi:10.1038/514168a.

See, Linda M., and Steffen Fritz. 2006. “A Method to Compare and Improve Land Cover Datasets: Application to the GLC-2000 and MODIS Land Cover Products.” IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 44 (7): 1740.

Seebach, L. M., P. Strobl, J. San Miguel-Ayanz, J. Gallego, and A. Bastrup-Birk. 2011. “Comparative Analysis of Harmonized Forest Area Estimates for European Countries.” Forestry 84 (3): 285–99. doi:10.1093/forestry/cpr013.

Segerson, Kathleen, Andrew J. Plantinga, and Elena G. Irwin. 2006. “Theoretical Background.” Economics of Rural Land-Use Change, Burlington, VT: Ashgate Publishing Company, 79–112.

Sellers, Piers J., Forrest G. Hall, Robert D. Kelly, Andrew Black, Dennis Baldocchi, Joe Berry, Michael Ryan, et al. 1997. “BOREAS in 1997: Experiment Overview, Scientific Results, and Future Directions.” Journal of Geophysical Research: Atmospheres 102 (D24): 28731–28769.

Selman, Paul. 2010. “Learning to Love the Landscapes of Carbon-Neutrality.” Landscape Research 35 (2): 157–71. doi:10.1080/01426390903560414.

Semal, Luc, and Bruno Villalba. 2013. “Chapitre 4. Obsolescence de La Durée. La Politique Peut-Elle Continuer À Disqualifier Le Délai?” Indisciplines, 81–100.

Sénécal, Gilles. 2010. “Métaphores et modèles en géographie urbaine : le continuum de l’école de Chicago à celle de Los Angeles.” Annales de géographie, no. 657(January): 513–32.

Seppelt, Ralf. 2003. “Changing Landscapes: Optimum Landscape Patterns.” In Computer-Based Environmental Management, 221–53. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

———. 2007. “Changing Landscapes: Optimum Landscape Patterns.” In Computer-Based Environmental Management, 221–253. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

Serpantié, Georges, Philippe Méral, and Cécile Bidaud. 2012. “Des bienfaits de la nature aux services écosystémiques.” VertigO - la revue électronique en sciences de l’environnement, no. Volume 12 numéro 3 (December). doi:10.4000/vertigo.12924.

Serra, P., X. Pons, and D. Saurí. 2008. “Land-Cover and Land-Use Change in a Mediterranean Landscape: A Spatial Analysis of Driving Forces Integrating Biophysical and Human Factors.” Applied Geography 28 (3): 189–209. doi:10.1016/j.apgeog.2008.02.001.

Serrano, José. 2005. “Quel Équilibre Entre Urbanisation et Préservation Des Espaces Agricoles Périurbains? Le Cas D’une Agglomération Moyenne.” Développement Durable et Territoires. Économie, Géographie, Politique, Droit, Sociologie, no. Dossier 4. http://developpementdurable.revues.org/1605.

Seto, Karen C., Burak Güneralp, and Lucy R. Hutyra. 2012. “Global Forecasts of Urban Expansion to 2030 and Direct Impacts on Biodiversity and Carbon Pools.” Proceedings of the National Academy of Sciences 109 (40): 16083–16088.

SETRA. 2003. “Merlons, Écrans et Paysage Routier.” Rapport d’étude.

———. 2006. “Comprendre Les Principaux Paramètres de La Conception Géométrique Des Routes.” Les Fondamentaux.

Sgard, Anne. 2008. “Entre Rétrospective et Prospective.” Electronic Journal of Humanities and Social Sciences.., September.

Shao, Guofan, and Jianguo Wu. 2008. “On the Accuracy of Landscape Pattern Analysis Using Remote Sensing Data.” Landscape Ecology 23 (5): 505–11. doi:10.1007/s10980-008-9215-x.

Shekhar, Shashi, P.R. Schrater, R.R. Vatsavai, Weili Wu, and S. Chawla. 2002. “Spatial Contextual Classification and Prediction Models for Mining Geospatial Data.” IEEE Transactions on Multimedia 4 (2): 174–88. doi:10.1109/TMM.2002.1017732.

Shishlov, Igor, Romain Morel, and Valentin Bellassen. 2016. “Compliance of the Parties to the Kyoto Protocol in the First Commitment Period.” Climate Policy 0 (0): 1–15. doi:10.1080/14693062.2016.1164658.

Singh, Ashbindu. 1989. “Review Article Digital Change Detection Techniques Using Remotely-Sensed Data.” International Journal of Remote Sensing 10 (6): 989–1003. doi:10.1080/01431168908903939.

Siriex, Anne. 2003. “Le Paysage Agricole: Un Essai D’évaluation.” Limoges.

SIRS. 2013. “Géopicardie : Constitution D’une Base de Données Sur Les Mutations D’occupation Du Sol de La Picardie Entre 1992, 2002 et 2010. METHODOLOGIE Juin 2013.”

Sitch, S., P. M. Cox, W. J. Collins, and C. Huntingford. 2007. “Indirect Radiative Forcing of Climate Change through Ozone Effects on the Land-Carbon Sink.” Nature 448 (7155): 791–94. doi:10.1038/nature06059.

Six, J., R. T. Conant, E. A_ Paul, and K. Paustian. 2002. “Stabilization Mechanisms of Soil Organic Matter: Implications for C-Saturation of Soils.” Plant and Soil 241 (2): 155–176.

Skidmore, A. K., and B. J. Turner. 1992. “Map Accuracy Assessment Using Line Intersect Sampling.” Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 58 (10): 1453–1457.

Skole, David, and Compton Tucker. 1993. “Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988.” SCIENCE 206: 25.

Slak, Marie-Fran\ccoise. 1998. “L’évolution Des Paysages Girondins Vue Par TerUti.” Courrier Des Statistiques, INSEE, , no. 85–86(juin): 33–39.

Sleeter, Benjamin M., Terry L. Sohl, Michelle A. Bouchard, Ryan R. Reker, Christopher E. Soulard, William Acevedo, Glenn E. Griffith, et al. 2012. “Scenarios of Land Use and Land Cover Change in the Conterminous United States: Utilizing the Special Report on Emission Scenarios at Ecoregional Scales.” Global Environmental Change 22 (4): 896–914. doi:10.1016/j.gloenvcha.2012.03.008.

Small, Christopher, and Jacqueline WT Lu. 2006. “Estimation and Vicarious Validation of Urban Vegetation Abundance by Spectral Mixture Analysis.” Remote Sensing of Environment 100 (4): 441–456.

Smith, Geoffrey M., and Barry K. Wyatt. 2007. “Multi-Scale Survey by Sample-Based Field Methods and Remote Sensing: A Comparison of UK Experience with European Environmental Assessments.” Landscape and Urban Planning, Studying Landscape Change: Indicators, Assessment and Application Application, 79 (2): 170–76. doi:10.1016/j.landurbplan.2006.02.011.

Smith, Jo, Pia Gottschalk, Jessica Bellarby, Stephen Chapman, Allan Lilly, Willie Towers, John Bell, et al. 2010. “Estimating Changes in Scottish Soil Carbon Stocks Using ECOSSE. I. Model Description

and Uncertainties." Climate Research 45 (December): 179–92. doi:10.3354/cr00899.

Smith, P. 2004. "Monitoring and Verification of Soil Carbon Changes under Article 3.4 of the Kyoto Protocol." Soil Use and Management 20 (2): 264–270.

Smith, P., P. J. Gregory, D. van Vuuren, M. Obersteiner, P. Havlik, M. Rounsevell, J. Woods, E. Stehfest, and J. Bellarby. 2010. "Competition for Land." Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 365 (1554): 2941–57. doi:10.1098/rstb.2010.0127.

Smith, Pete, Steven J. Davis, Felix Creutzig, Sabine Fuss, Jan Minx, Benoit Gabrielle, Etsushi Kato, et al. 2015. "Biophysical and Economic Limits to Negative CO2 Emissions." Nature Climate Change advance online publication (December). doi:10.1038/nclimate2870.

Smith, Pete, Helmut Haberl, Alexander Popp, Karl-heinz Erb, Christian Lauk, Richard Harper, Francesco N. Tubiello, et al. 2013. "How Much Land-Based Greenhouse Gas Mitigation Can Be Achieved without Compromising Food Security and Environmental Goals?" Global Change Biology 19 (8): 2285–2302.

Smith, W. H. 1990. Air Pollution and Forests: Interactions between Air Contaminants and Forest Ecosystems. Springer-Verlag: New York, etc.

Snodgrass, Richard T. 1992. "Temporal Databases." In Theories and Methods of Spatio-Temporal Reasoning in Geographic Space, 22–64. Springer.

social, France Conseil économique et, and Marcel Le Boterff. 1988. Le Secteur Agricole et Agro-Alimentaire et La Crise Économique: Des Réponses Économiques et Sociales Nouvelles et Diversifiées: Avis Adopté Par Le Conseil Économique et Social Au Cours de Sa Séance Du 11 Mai 1988: Scrutins, Déclarations Des Groupes, Rapport Présenté Par Monsieur Marcel Le Boterff. Le Conseil.

Sohl, Terry L., Thomas R. Loveland, Benjamin M. Sleeter, Kristi L. Sayler, and Christopher A. Barnes. 2009. "Addressing Foundational Elements of Regional Land-Use Change Forecasting." Landscape Ecology 25 (2): 233–47. doi:10.1007/s10980-009-9391-3.

Sohl, Terry L., Kristi L. Sayler, Mark A. Drummond, and Thomas R. Loveland. 2007. "The FORE-SCE Model: A Practical Approach for Projecting Land Cover Change Using Scenario-Based Modeling." Journal of Land Use Science 2 (2): 103–26. doi:10.1080/17474230701218202.

SOLAGRO. 2008. "Indicateur Agro-Environnemental: C2-IAE1. Artificialisation Des Espaces Agricoles."

Solagro. 2011. "Afterres 2050. Scénario D'utilisation Des Terres Agricoles et Forestières Pour Satisfaire Les Besoins En Alimentation, En Énergie, En Matériaux, et Réduire Les Gaz À Effet de Serre."

Sondheim, Mark, K. Gardels, and K. Buehler. 1999. "GIS Interoperability." Geographical Information Systems 1: 347–358.

Song, Yan, Louis Merlin, and Daniel Rodriguez. 2013. "Comparing Measures of Urban Land Use Mix." Computers, Environment and Urban Systems 42 (November): 1–13. doi:10.1016/j.compenvurbsys.2013.08.001.

Soukup, Tomas. 2013. "UrbanAtlas+: Exploring GMES Urban Atlas Data Potential for Urban Planning Applications at Regional and City Level." Window on GMES.

Soulères, G. 1995. "Réflexions Sur Les Perspectives Actuelles de La Populiculture En France.".

Soussana, Jean-François. 2008. "Towards a Full Accounting of the Greenhouse Gas Balance of European Grasslands." In The Continental-Scale Greenhouse Gas Balance of Europe, edited by A. Johannes Dolman, Riccardo Valentini, and Annette Freibauer, 263–83. Ecological Studies 203. Springer New York.

Sparfel, Lénaïg. 2011. "Etude Des Changements D'occupation Des Sols Dans La Zone Côtière À Partir de Données Hétérogènes: Application Au Pays de Brest." Université de Bretagne occidentale-Brest. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00636846/.

SSP. 2005. "L'utilisation du territoire en 2004 : nouvelle série 1992 à 2004." Agreste, Chiffres et données, , no. 169.

St\a ahl, Göran, Emil Cienciala, Gherardo Chirici, Adrian Lanz, Claude Vidal, Susanne Winter, Ronald E. McRoberts, Jacques Rondeux, Klemens Schadauer, and Erkki Tomppo. 2012. "Bridging National and Reference Definitions for Harmonizing Forest Statistics." Forest Science 58 (3): 214–223.

Stamp, L. D. 1955. "Les Travaux Du Service de L'utilisation Du Sol Dans Le Monde (Land Use Survey)." In , 245–48. Paris: CNRS.

Stavins, Robert, Ruben Lubowski, and Andrew Plantinga. 2008. "What Drives Land-Use Change in the United States? A National Analysis of Landowner Decisions." Fondazione Eni Enrico Mattei Working Papers, October.

Stead, Dominic. 2001. "Relationships between Land Use, Socioeconomic Factors, and Travel Patterns in Britain." Environment and Planning B: Planning and Design 28 (4): 499 – 528. doi:10.1068/b2677.

Stefanov, William L., Michael S. Ramsey, and Philip R. Christensen. 2001. "Monitoring Urban Land Cover Change: An Expert System Approach to Land Cover Classification of Semiarid to Arid Urban Centers." Remote Sensing of Environment 77 (2): 173–185.

Steffen, W. L. 2004. Global Change and the Earth System: A Planet under Pressure. Berlin; New York: Springer.

Stehman, S. V. 2005. "Comparing Estimators of Gross Change Derived from Complete Coverage Mapping versus Statistical Sampling of Remotely Sensed Data." Remote Sensing of Environment 96 (3): 466–474.

Stehman, Stephen V. 1992. "Comparison of Systematic and Random Sampling for Estimating the Accuracy of Maps Generated from Remotely Sensed Data." Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 58 (9): 1343–1350.

———. 2009. "Sampling Designs for Accuracy Assessment of Land Cover." International Journal of Remote Sensing 30 (20): 5243–5272.

Stehman, Stephen V., and Raymond L. Czaplewski. 1998. "Design and Analysis for Thematic Map Accuracy Assessment: Fundamental Principles." Remote Sensing of Environment 64 (3): 331–344.

Stehman, Stephen V., and James D. Wickham. 2011. "Pixels, Blocks of Pixels, and Polygons: Choosing a Spatial Unit for Thematic Accuracy Assessment." Remote Sensing of Environment 115 (12): 3044–55. doi:10.1016/j.rse.2011.06.007.

Steiner, D. 1967. Investigation of Seasonality as a Factor Affecting the Photo-Interpretation of Rural Land Use. Technip.

Stephan, Jean-Marie. 2001. "La Consommation Des Espaces Agricoles et Naturels En Île-de-France: Plusieurs Approches Pour Un Suivi de Précision." AGRESTE-Les Cahiers, no. 1.

Stephan Arnold, Barbara Kosztra. 2013. "The EAGLE Concept – A Vision of a Future European Land Monitoring Framework."

Stephens, George Robert, Paul E. Waggoner, and others. 1970. "The Forests Anticipated from 40 Years of Natural Transitions in Mixed Hardwoods." Bull. Conn. Agric. Exp. Stn., no. 707.

Stephenson, N. L., A. J. Das, R. Condit, S. E. Russo, P. J. Baker, N. G. Beckman, D. A. Coomes, et al. 2014. "Rate of Tree Carbon Accumulation Increases Continuously with Tree Size." Nature 507 (7490): 90–93. doi:10.1038/nature12914.

Stevens, Antoine, Marco Nocita, Gergely Tóth, Luca Montanarella, and Bas van Wesemael. 2013. "Prediction of Soil Organic Carbon at the European Scale by Visible and Near InfraRed Reflectance Spectroscopy." PLOS ONE 8 (6): e66409. doi:10.1371/journal.pone.0066409.

Stevens, Antoine, and Bas van Wesemael. 2008. "Soil Organic Carbon Stock in the Belgian Ardennes as Affected by Afforestation and Deforestation from 1868 to 2005." Forest Ecology and Management 256 (8): 1527–39. doi:10.1016/j.foreco.2008.06.041.

Stockmann, Uta, Mark A. Adams, John W. Crawford, Damien J. Field, Nilusha Henakaarchchi, Meaghan Jenkins, Budiman Minasny, et al. 2013. "The Knowns, Known Unknowns and Unknowns of Sequestration of Soil Organic Carbon." Agriculture, Ecosystems & Environment 164 (January): 80–99. doi:10.1016/j.agee.2012.10.001.

Stockmann, Uta, José Padarian, Alex McBratney, Budiman Minasny, Delphine de Brogniez, Luca Montanarella, Suk Young Hong, Barry G. Rawlins, and Damien J. Field. 2015. "Global Soil Organic Carbon Assessment." Global Food Security 6 (October): 9–16. doi:10.1016/j.gfs.2015.07.001.

Stolbovoy, V., L. Montanarella, and P. Panagos. 2007. "Carbon Sink Enhancement in Soils of Europe: Data, Modelling, Verification." JRC Technical and Scientific Reports, EUR 23037.

Stone, Brian. 2005. “Urban Heat and Air Pollution: An Emerging Role for Planners in the Climate Change Debate.” Journal of the American Planning Association 71 (1): 13–25. doi:10.1080/01944360508976402.

Storkey, J., S. Meyer, K. S. Still, and C. Leuschner. 2011. “The Impact of Agricultural Intensification and Land-Use Change on the European Arable Flora.” Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 279 (1732): 1421–29. doi:10.1098/rspb.2011.1686.

Strand, Geir-Harald. 2013. “The Norwegian Area Frame Survey of Land Cover and Outfield Land Resources.” Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography 67 (1): 24–35. doi:10.1080/00291951.2012.760001.

Strohbach, Michael W., Eric Arnold, and Dagmar Haase. 2012. “The Carbon Footprint of Urban Green space—A Life Cycle Approach.” Landscape and Urban Planning 104 (2): 220–29. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.10.013.

Sunde, Michael G., Hong S. He, Bo Zhou, Jason A. Hubbart, and Anthony Spicci. 2014. “Imperviousness Change Analysis Tool (I-CAT) for Simulating Pixel-Level Urban Growth.” Landscape and Urban Planning 124 (April): 104–8. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.01.007.

Sundqvist, Elin, Patrick Crill, Meelis Mölder, Patrik Vestin, and Anders Lindroth. 2012. “Atmospheric Methane Removal by Boreal Plants.” Geophysical Research Letters 39 (21): L21806. doi:10.1029/2012GL053592.

Sung, Chan Yong, Young-jae Yi, and Ming-Han Li. 2013. “Impervious Surface Regulation and Urban Sprawl as Its Unintended Consequence.” Land Use Policy 32 (May): 317–23. doi:10.1016/j.landusepol.2012.10.001.

Swetnam, Ruth D. 2007. “Rural Land Use in England and Wales between 1930 and 1998: Mapping Trajectories of Change with a High Resolution Spatio-Temporal Dataset.” Landscape and Urban Planning 81 (1–2): 91–103. doi:10.1016/j.landurbplan.2006.10.013.

Tabeaud, Martine, and Hervé Brédif. 2013. “Aux Grands Maux Faut-Il Toujours Préférer Les Grands Remèdes?” Bulletin de l’Association de Géographes Français 90 (1): 24–35.

Taghizadeh-Toosi, A., J. E. Olesen, K. Kristensen, L. Elsgaard, H. S. Østergaard, M. Lægdsmand, M. H. Greve, and B. T. Christensen. 2014. “Changes in Carbon Stocks of Danish Agricultural Mineral Soils between 1986 and 2009.” European Journal of Soil Science 65 (5): 730–40. doi:10.1111/ejss.12169.

Taillandier, Patrick, Arnaud Grignard, Benoit Gaudou, and Alexis Drogoul. 2014. “Des données géographiques à la simulation à base d’agents : application de la plate-forme GAMA.” Cybergeo : European Journal of Geography, March. doi:10.4000/cybergeo.26263.

Tang, Jinyun, and William J. Riley. 2014. “Weaker Soil Carbon-Climate Feedbacks Resulting from Microbial and Abiotic Interactions.” Nature Climate Change advance online publication (November). doi:10.1038/nclimate2438.

Temme, A.J.A.M., J.M. Schoorl, L. Claessens, and A. Veldkamp. 2013. “Quantitative Modeling of Landscape Evolution.” In Treatise on Geomorphology, edited by John F. Shroder, 180–200. San Diego: Academic Press.

Terrasson, D., and Sophie Le Floch. 1995. “Le Peuplier, Auxiliaire Ou Concurrent Pour L’agriculture et L’élevage: Importance Historique et Formes Actuelles de Leurs Relations.”.

Tewkesbury, Andrew P., Alexis J. Comber, Nicholas J. Tate, Alistair Lamb, and Peter F. Fisher. 2015. “A Critical Synthesis of Remotely Sensed Optical Image Change Detection Techniques.” Remote Sensing of Environment 160 (April): 1–14. doi:10.1016/j.rse.2015.01.006.

Theobald, David M. 2001. “Land-Use Dynamics Beyond the American Urban Fringe*.” Geographical Review 91 (3): 544–64. doi:10.1111/j.1931-0846.2001.tb00240.x.

———. 2004. “Placing Exurban Land-Use Change in a Human Modification Framework.” Frontiers in Ecology and the Environment 2 (3): 139–144.

———. 2014. “Development and Applications of a Comprehensive Land Use Classification and Map for the US.” PLoS ONE 9 (4): e94628. doi:10.1371/journal.pone.0094628.

Théodore, Gérard. 1969. “Chapitre 18. 1948-1968 ou la statistique agricole à mi-pente.” Économie rurale 79 (1): 281–90. doi:10.3406/ecoru.1969.2052.

Theys, Jacques. 2015. “Le Climat : Une Question de Temps.” Edited by Catherine Aubertin, Michel Damian, Michel Magny, Claude Millier, Jacques Theys, and Sébastien Treyer. Natures Sciences Sociétés 23: S1–2. doi:10.1051/nss/2015012.

Thiam, S., Marie-Hélène De Sède-Marceau, and C. Parent. 2003. “Cobalt, a Design Tool for Geographical Databases Development.” In AGILE 2003: The Science behind Infrastructure, 6th AGILE Conference on Geographic Information Science.

Thioulouse, J., and D. Chessel. 1987. “Les Analyses Multitableaux En Ecologie Factorielle. I : De La Typologie D’etat a La Typologie de Fonctionnement Par L’analyse Triadique.” Acta Oecologica Oecologia Generalis 8: 463–80.

Thivolle-Cazat, Alain, Nicolas Stach, and Nicolas Nguyen-The. 2005. “Détection Des Coupes Rases Par Satellite.” AFOCEL.

Thomas, Amy R. C., Alan J. Bond, and Kevin M. Hiscock. 2013. “A Multi-Criteria Based Review of Models That Predict Environmental Impacts of Land Use-Change for Perennial Energy Crops on Water, Carbon and Nitrogen Cycling.” GCB Bioenergy 5 (3): 227–42. doi:10.1111/j.1757-1707.2012.01198.x.

Thünen, JH von. 1826. “Der Isolierte Staat.” Beziehung Auf Landwirtschaft Und Nationalökonomie.

Tian, Hanqin, Chaoqun Lu, Philippe Ciais, Anna M. Michalak, Josep G. Canadell, Eri Saikawa, Deborah N. Huntzinger, et al. 2016. “The Terrestrial Biosphere as a Net Source of Greenhouse Gases to the Atmosphere.” Nature 531 (7593): 225–228.

Tiede, Dirk. 2014. “A New Geospatial Overlay Method for the Analysis and Visualization of Spatial Change Patterns Using Object-Oriented Data Modeling Concepts.” Cartography and Geographic Information Science 41 (3): 227–34. doi:10.1080/15230406.2014.901900.

Tignon, Joël. 2013. “Coproduire sans Appauvrir. Vers Une Mutualisation de La Production de L’occupation Du Sol En Région Nord-Pas de Calais.” Présentation presented at the Journée d’Animation Cigal, Strasbourg, November 26.

Tiner, Ralph W., Megan W. Lang, and Victor V. Klemas. 2015. Remote Sensing of Wetlands: Applications and Advances. CRC Press.

Toan, Thuy Le, Shaun Quegan, Ian Woodward, Mark Lomas, Nicolas Delbart, and Ghislain Picard. 2004. “Relating Radar Remote Sensing of Biomass to Modelling of Forest Carbon Budgets.” Climatic Change 67 (2–3): 379–402. doi:10.1007/s10584-004-3155-5.

Tobin, Patrick C. 2004. “Estimation of the Spatial Autocorrelation Function: Consequences of Sampling Dynamic Populations in Space and Time.” Ecography 27 (6): 767–775.

Törmä, Markus, S. Hatunen, P. Härmä, and E. Järvenpää. 2012. “Sentinel-2 Images and Finnish Corine Land Cover Classification.” presented at the Finnish Environment Institute SYKE.

Torre, André, Romain Melot, Luc Bossuet, Anne Cadoret, Armelle Caron, Ségolène Darly, Philippe Jeanneaux, Thierry Kirat, and Haï Vu Pham. 2015. “Méthodologie D’évaluation et D’analyse Des Conflits Dans Les Espaces Ruraux et Périurbains.” Le Courrier de L’environnement de l’INRA 65 (65): 37–48.

Tosser, V., T. Eglin, M. Bardy, A. Besson, and M. Martin. 2015. “Évaluation Des Stocks de Carbone Organique Des Sols Cultivés de France.” Accessed June 15.

Tóth, Gergely, Arwyn Jones, and Luca Montanarella. 2013. “The LUCAS Topsoil Database and Derived Information on the Regional Variability of Cropland Topsoil Properties in the European Union.” Environmental Monitoring and Assessment 185 (9): 7409–25. doi:10.1007/s10661-013-3109-3.

Touchart, Laurent, and Pascal Bartout. 2015. “Quel est le volume d’eau contenu dans les étangs limousins et français ?” Physio-Géo, no. Volume 9 (January): 111–23. doi:10.4000/physio-geo.4527.

Tourneux, François-Pierre. 2006. “L’évolution de L’occupation Du Sol Dans Les Franges Franciliennes: Des Artificialisations Concentrées plus Qu’un Étalement Urbain?” Paris et Ses Franges: Étalement Urbain et Polycentrisme, 101–29.

———. 2007. “Les franges franciliennes : une ceinture agricole verte et jaune entre étalement de Paris et des villes du Bassin parisien.” ThéMA.

Touya, G., C. Duchêne, and S. Mustière. 2007. “Etude Sur La Généralisation et L’intégration Pour La Construction D’un Fond Vert Commun IFN-IGN.” Bulletin d’Information Scientifique et Technique de l’IGN.

Touzet, Thierry, and François Lecordix. 2010. “La Carte Forestière sans Papier.” Le Monde Des Cartes, Comité français de cartographie, , no. 206: 53–62.

Townsend-Small, Amy, and Claudia I. Czimczik. 2010. “Carbon Sequestration and Greenhouse Gas Emissions in Urban Turf.” Geophysical Research Letters 37 (2).

Townshend, J. R. G., C. Huang, S. N. V. Kalluri, R. S. Defries, S. Liang, and K. Yang. 2000. “Beware of per-Pixel Characterization of Land Cover.” International Journal of Remote Sensing 21 (4): 839–843.

Townshend, John RG, and Christopher O. Justice. 1988. “Selecting the Spatial Resolution of Satellite Sensors Required for Global Monitoring of Land Transformations.” International Journal of Remote Sensing 9 (2): 187–236.

———. 2002. “Towards Operational Monitoring of Terrestrial Systems by Moderate-Resolution Remote Sensing.” Remote Sensing of Environment 83 (1): 351–359.

Townshend, John RG, Christopher O. Justice, Charlotte Gurney, and James McManus. 1992. “The Impact of Misregistration on Change Detection.” IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 30 (5): 1054–1060.

Triboulet, Pierre, Stéphanie Peres, Maryline Filippi, and Sébastien Chantelot. 2013. “Empreinte spatiale de la coopération agricole française. Un éclairage par l’analyse des structures de localisation.” Revue d’Économie Régionale & Urbaine mai (2): 363–90. doi:10.3917/reru.132.0363.

Tricart, Jean, Sylvie Rimbert, and Georges Henri Lutz. 1970. Introduction a L’utilisation Des Photographies Aeriennes: En Geographie, Geologie, Ecologie, Amenagement Du Territoire. Vol. 1. Sedes.

Troll, Carl. 1939. “Luftbildplan Und Ökologische Bodenforschung. Ihr Zweckmä\s Siger Einsatz Für Die Wissenschaftliche Erforschung Und Praktische Erschlie\s Sung Wenig Bekannter Länder.” Zeitschrift Der Gesellschaft Für Erdkunde Zu Berlin 1939 (7, 8): 241–298.

Trubins, Renats. 2013. “Land-Use Change in Southern Sweden: Before and after Decoupling.” Land Use Policy 33 (July): 161–69. doi:10.1016/j.landusepol.2012.12.018.

Tubiello, Francesco N., Mirella Salvatore, Alessandro F. Ferrara, Simone Rossi, Riccardo Biancalani, Rocio D. Condor Golec, Sandro Federici, et al. 2015. “The Contribution of Agriculture, Forestry and Other Land Use Activities to Global Warming, 1990-2012: Not as High as in the Past.” Global Change Biology, n/a-n/a. doi:10.1111/gcb.12865.

Tubiello, Francesco N, Mirella Salvatore, Simone Rossi, Alessandro Ferrara, Nuala Fitton, and Pete Smith. 2013. “The FAOSTAT Database of Greenhouse Gas Emissions from Agriculture.” Environmental Research Letters 8 (1): 15009. doi:10.1088/1748-9326/8/1/015009.

Tufféry, G. 2010. “La Charte Nationale de L’expertise Scientifique et Technique.” Une Nouvelle Action Gouvernementale En Faveur de La Qualité de L’expertise publique–Experts, no. 90: 46–50.

Tupin, Florence. 2010. “Fusion of Optical and SAR Images.” In Radar Remote Sensing of Urban Areas, 133–159. Springer.

Tupin, Florence, Jean Marie Nicolas, and Jordi Inglada. 2014. Imagerie de Télédétection. Lavoisier.

Turner, Billie L. 2002. “Toward Integrated Land-Change Science: Advances in 1.5 Decades of Sustained International Research on Land-Use and Land-Cover Change.” In Challenges of a Changing Earth, 21–26. Springer.

Turner, Billie L., Eric F. Lambin, and Anette Reenberg. 2007. “The Emergence of Land Change Science for Global Environmental Change and Sustainability.” Proceedings of the National Academy of Sciences 104 (52): 20666–20671.

Turner, Billie L., D. L. Skole, S. Sanderson, G. Fischer, L. Fresco, and R. Leemans. 1995. “Land-Use and Land-Cover Change. Science/research Plan.” Global Change Report no. 35.

Turner, Monica G. 1990. “Spatial and Temporal Analysis of Landscape Patterns.” Landscape Ecology 4 (1): 21–30. doi:10.1007/BF02573948.

Turner, Monica G., Robert V. O’Neill, Robert H. Gardner, and Bruce T. Milne. 1989. “Effects of Changing Spatial Scale on the Analysis of Landscape Pattern.” Landscape Ecology 3 (3–4): 153–62. doi:10.1007/BF00131534.

Turner, Monica Goigel. 1989. “Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process.” Annual Review of Ecology and Systematics 20: 171–197.

Turner, Sandra J. 2005. “Landscape Ecology Concepts, Methods and Applications.” Landscape Ecology 20 (8): 1031–33. doi:10.1007/s10980-005-2076-7.

Umweltveränderungen, Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale, and Christopher Hay. 1998. The Accounting of Biological Sinks and Sources Under the Kyoto Protocol–a Step Forwards Or Backwards for Global Environmental Protection? German Advisory Council on Global Change.

Urbalyon, and Sepal. 2007. “Indicateurs de Suivi Des Scot - Tableau de Bord de Suivi et D’évaluation.” Les Cahiers de La Mise En Oeuvre - SCOT 2030. Agglomération Lyonnaise.

Vågen, Tor-Gunnar. 2006. “Remote Sensing of Complex Land Use Change Trajectories—a Case Study from the Highlands of Madagascar.” Agriculture, Ecosystems & Environment 115 (1–4): 219–28. doi:10.1016/j.agee.2006.01.007.

Valbuena, Diego, Peter H. Verburg, Arnold K. Bregt, and Arend Ligtenberg. 2009. “An Agent-Based Approach to Model Land-Use Change at a Regional Scale.” Landscape Ecology 25 (2): 185–99. doi:10.1007/s10980-009-9380-6.

Valero, Silvia, David Morin, Jordi Inglada, Guadalupe Sepulcre, Marcela Arias, Olivier Hagolle, Gérard Dedieu, Sophie Bontemps, Pierre Defourny, and Benjamin Koetz. 2016. “Production of a Dynamic Cropland Mask by Processing Remote Sensing Image Series at High Temporal and Spatial Resolutions.” Remote Sensing 8 (1): 55. doi:10.3390/rs8010055.

Vallauri, Daniel. 1997. “Dynamique de La Restauration Forestière Des Sustrats Marneux Avec Pinus Nigra J. F Arnold Ssp. Nigra Dans Le Secteur Haut-Provençal: Trajectoires Dynamiques, Avancement Du Processus de Restauration et Diagnostic Sur L’intégrité Fonctionnelle Des Écosystèmes Recrées.” Aix-Marseille 3.

Vallauri, Daniel, Audrey Grel, Evelyne Granier, and Jean-Luc Dupouey. 2012. “Les Forêts de Cassini.” Analyse Quantitative et Comparaison Avec Les Forêts Actuelles. Rapport WWF/INRA, Marseille 64.

Van Dessel, Wim, Anton Van Rompaey, and Peter Szilassi. 2011. “Sensitivity Analysis of Logistic Regression Parameterization for Land Use and Land Cover Probability Estimation.” International Journal of Geographical Information Science 25 (3): 489–508.

Van Hulst, Robert. 1979. “On the Dynamics of Vegetation: Markov Chains as Models of Succession.” Vegetatio 40 (1): 3–14.

Van Ittersum, M. K., R. Rabbinge, and H. C. Van Latesteijn. 1998. “Exploratory Land Use Studies and Their Role in Strategic Policy Making.” Agricultural Systems 58 (3): 309–330.

Van Oijen, Marcel, and Amanda Thomson. 2007. “Towards Bayesian Uncertainty Quantification for Forestry Models Used in the UK GHG Inventory for LULUCF.” http://nora.nerc.ac.uk/2300/.

Vandaele, Diane, Amandine Lebreton, and Benoît Faraco. 2010. “Agriculture et gaz à effet de serre : état des lieux et perspectives.” RAC-F, FNH.

Vannier, Clémence. 2011. “Observation et Modélisation Spatiale de Pratiques Agricoles Territorialisées À Partir de Données de Télédétection: Application Au Paysage Bocager.” Université Rennes 2.

Veldkamp, A., and L.O. Fresco. 1996. “CLUE: A Conceptual Model to Study the Conversion of Land Use and Its Effects.” Ecological Modelling 85 (2–3): 253–70. doi:10.1016/0304-3800(94)00151-0.

Veldkamp, A., and P. H. Verburg. 2004. “Modelling Land Use Change and Environmental Impact.” Journal of Environmental Management 72 (1): 1–3.

Veldkamp, Antonie, and Eric F. Lambin. 2001. “Predicting Land-Use Change.” Agriculture, Ecosystems & Environment 85 (1): 1–6.

Verburg, P. H., G. H. J. De Koning, Kasper Kok, A. Veldkamp, and Johan Bouma. 1999. “A Spatial Explicit Allocation Procedure for Modelling the Pattern of Land Use Change Based upon Actual Land Use.” Ecological Modelling 116 (1): 45–61.

Verburg, Peter H., Sanneke Asselen, Emma H. Zanden, and Elke Stehfest. 2012. “The Representation of Landscapes in Global Scale Assessments of Environmental Change.” Landscape Ecology 28 (6): 1067–80. doi:10.1007/s10980-012-9745-0.

Verburg, Peter H., Derek B. Berkel, Anne M. Doorn, Michiel Eupen, and Harm A. R. M. Heiligenberg. 2009. “Trajectories of Land Use Change in Europe: A Model-Based Exploration of Rural Futures.” Landscape Ecology 25 (2): 217–32. doi:10.1007/s10980-009-9347-7.

Verburg, Peter H., Jan R. Ritsema van Eck, Ton C. M. de Nijs, Martin J. Dijst, and Paul Schot. 2004. “Determinants of Land-Use Change Patterns in the Netherlands.” Environment and Planning B: Planning and Design 31 (1): 125 – 150. doi:10.1068/b307.

Verburg, Peter H., Kathleen Neumann, and Linda Nol. 2011. “Challenges in Using Land Use and Land Cover Data for Global Change Studies.” Global Change Biology 17 (2): 974–989.

Verburg, Peter H., and Koen P. Overmars. 2009. “Combining Top-down and Bottom-up Dynamics in Land Use Modeling: Exploring the Future of Abandoned Farmlands in Europe with the Dyna-CLUE Model.” Landscape Ecology 24 (9): 1167–81. doi:10.1007/s10980-009-9355-7.

Verburg, Peter H., Paul P. Schot, Martin J. Dijst, and A. Veldkamp. 2004. “Land Use Change Modelling: Current Practice and Research Priorities.” GeoJournal 61 (4): 309–324.

Verburg, Peter H., C.J.E. Schulp, N. Witte, and A. Veldkamp. 2006. “Downscaling of Land Use Change Scenarios to Assess the Dynamics of European Landscapes.” Agriculture, Ecosystems & Environment 114 (1): 39–56. doi:10.1016/j.agee.2005.11.024.

Verburg, Peter H., Welmoed Soepboer, A. Veldkamp, Ramil Limpiada, Victoria Espaldon, and Sharifah SA Mastura. 2002. “Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: The CLUE-S Model.” Environmental Management 30 (3): 391–405.

Verburg, Peter H., Jeannette van de Steeg, A. Veldkamp, and Louise Willemen. 2009. “From Land Cover Change to Land Function Dynamics: A Major Challenge to Improve Land Characterization.” Journal of Environmental Management 90 (3): 1327–35. doi:10.1016/j.jenvman.2008.08.005.

Verburg, Peter H., Andrzej Tabeau, and Erez Hatna. 2013. “Assessing Spatial Uncertainties of Land Allocation Using a Scenario Approach and Sensitivity Analysis: A Study for Land Use in Europe.” Journal of Environmental Management 127 (September): S132–44. doi:10.1016/j.jenvman.2012.08.038.

Verburg, Peter H., A. Veldkamp, Louise Willemen, Koen P. Overmars, and Jean-Christophe Castella. 2004. “Landscape Level Analysis of the Spatial and Temporal Complexity of Land-Use Change.” In Geophysical Monograph Series, edited by Ruth S. DeFries, Gregory P. Asner, and Richard A. Houghton, 153:217–30. Washington, D. C.: American Geophysical Union.

———. 2013. “Landscape Level Analysis of the Spatial and Temporal Complexity of Land-Use Change.” In Ecosystems and Land Use Change, edited by Ruth S. Defries, Gregory P. Asner, and Richard A. Houghton, 217–230. American Geophysical Union.

Verburg, Peter, and Tom Veldkamp. 2013. “Louvain-La-Neuve 27 October 2002-2 November 2002.” Accessed October 15.

Verchot, Louis V., Robert Zomer, Oliver Van Straaten, and Bart Muys. 2007. “Implications of Country-Level Decisions on the Specification of Crown Cover in the Definition of Forests for Land Area Eligible for Afforestation and Reforestation Activities in the CDM.” Climatic Change 81 (3–4): 415–430.

Verdier, Nicolas, and Anne Bretagnolle. 2007. “L’extension Du Réseau Des Routes de Poste En France, de 1708 À 1833.” In Histoire Des Réseaux Postaux En Europe Du XVIIIe Au XXIe Siècle, 155–193. Comité pour l’histoire de la Poste.

Verger, Fernand, and Raymond Ghirardi. 2009. Les Zones Humides Du Littoral Français. Belin.

Verheyen, Kris, Olivier Honnay, Glenn Motzkin, Martin Hermy, and David R. Foster. 2003. “Response of Forest Plant Species to Land-Use Change: A Life-History Trait-Based Approach.” Journal of Ecology 91 (4): 563–577.

Verpoorter, Charles, Tiit Kutser, David A. Seekell, and Lars J. Tranvik. 2014. “A Global Inventory of Lakes Based on High-Resolution Satellite Imagery.” Geophysical Research Letters 41 (18): 2014GL060641. doi:10.1002/2014GL060641.

Viard, Jean. 2012. Penser la nature : Tiers espace entre ville et campagne. La Tour d’Aigues: Editions de l’Aube.

Viart, Marcel. 1972. “État Actuel et Tendances de La Populiculture Française.” Revue Forestière Française 24 (2).

Vidal, Roland. 2011. “Proximités Géographiques et Distances Culturelles Entre La Ville et L’agriculture.” Revue Électronique Projets de Paysage.

Vila Subirós, Josep, Anna Ribas Palom, Diego Varga Linde, and A. Llausàs Pascual. 2009. “Medio Siglo de Cambios Paisajísticos En La Montaña Mediterránea. Percepción Y Valoración Social Del Paisaje En La Alta Garrotxa (Girona).” Pirineos 164: 69–92.

Villalba, Bruno. 2011. “L’écologie politique face au délai et à la contraction démocratique.” Ecologie & politique, no. 40(July): 95–113.

Vitousek, Peter M., Paul R. Ehrlich, Anne H. Ehrlich, and Pamela A. Matson. 1986. “Human Appropriation of the Products of Photosynthesis.” Bioscience 36 (6): 368–73.

Vitousek, Peter M., Harold A. Mooney, Jane Lubchenco, and Jerry M. Melillo. 1997. “Human Domination of Earth’s Ecosystems.” Science 277 (5325): 494–499.

Vivier, Nadine. 1994. “Les Biens Communaux En France Au XIX Siècle. Perspectives de Recherches.” Histoire & Sociétés Rurales, no. 1: 119–140.

Vleeshouwers, L. M., and A. Verhagen. 2002. “Carbon Emission and Sequestration by Agricultural Land Use: A Model Study for Europe.” Global Change Biology 8 (6): 519–530. doi:10.1046/j.1365-2486.2002.00485.x.

Vliet, Jasper van, Henri L. F. de Groot, Piet Rietveld, and Peter H. Verburg. 2015. “Manifestations and Underlying Drivers of Agricultural Land Use Change in Europe.” Landscape and Urban Planning 133 (January): 24–36. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.09.001.

Voiron-Canicio, Christine. 1995. Analyse Spatiale et Analyse D’images Par La Morphologie Mathématique. GIP RECLUS Maison de la géographie.

Vose, Russell S., Thomas R. Karl, David R. Easterling, Claude N. Williams, and Matthew J. Menne. 2004. “Climate (Communication Arising): Impact of Land-Use Change on Climate.” Nature 427 (6971): 213–14. doi:10.1038/427213b.

Vries, Wim de, Svein Solberg, Matthias Dobbertin, Hubert Sterba, Daniel Laubhann, M. Van Oijen, C. Evans, et al. 2009. “The Impact of Nitrogen Deposition on Carbon Sequestration by European Forests and Heathlands.” Forest Ecology and Management 258 (8): 1814–1823.

Vuuren, Detlef P. van, Sebastiaan Deetman, Jasper van Vliet, Maarten van den Berg, Bas J. van Ruijven, and Barbara Koelbl. 2013. “The Role of Negative CO2 Emissions for Reaching 2 °C—insights from Integrated Assessment Modelling.” Climatic Change 118 (1): 15–27. doi:10.1007/s10584-012-0680-5.

Wackernagel, Mathis, Chad Monfreda, Niels B Schulz, Karl-Heinz Erb, Helmut Haberl, and Fridolin Krausmann. 2004. “Calculating National and Global Ecological Footprint Time Series: Resolving Conceptual Challenges.” Land Use Policy 21 (3): 271–78. doi:10.1016/j.landusepol.2003.10.006.

Wadsworth, R., H. Balzter, F. Gerard, C. George, A. Comber, and P. Fisher. 2008. “An Environmental Assessment of Land Cover and Land Use Change in Central Siberia Using Quantified Conceptual Overlaps to Reconcile Inconsistent Data Sets.” Journal of Land Use Science 3 (4): 251–64. doi:10.1080/17474230802559629.

Waggoner, Paul E., and George R. Stephens. 1970. “Transition Probabilities for a Forest.” Nature 225 (5238): 1160–61. doi:10.1038/2251160a0.

Wagner, Mimi M., and Paul H. Gobster. 2007. “Interpreting Landscape Change: Measured Biophysical Change and Surrounding Social

Context." Landscape and Urban Planning 81 (1–2): 67–80. doi:10.1016/j.landurbplan.2006.10.019.

Wagner, Wolfgang, Markus Hollaus, Christian Briese, and Vesna Ducic. 2008. "3D Vegetation Mapping Using Small-Footprint Full-Waveform Airborne Laser Scanners." International Journal of Remote Sensing 29 (5): 1433–1452.

Wainwright, John, and Mark Mulligan. 2002. Environmental Modelling. New York; Chichester: Wiley.

Waldner, François, Marie-Julie Lambert, Wenjuan Li, Marie Weiss, Valérie Demarez, David Morin, Claire Marais-Sicre, Olivier Hagolle, Frédéric Baret, and Pierre Defourny. 2015. "Land Cover and Crop Type Classification along the Season Based on Biophysical Variables Retrieved from Multi-Sensor High-Resolution Time Series." Remote Sensing 7 (8): 10400–424. doi:10.3390/rs70810400.

Walter, C., R. A. Rossel, and A. B. McBratney. 2003. "Spatio-Temporal Simulation of the Field-Scale Evolution of Organic Carbon over the Landscape." Soil Science Society of America Journal 67 (5): 1477–1486.

Wang, Fangju. 1993. "A Knowledge-Based Vision System for Detecting Land Changes at Urban Fringes." IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 31 (1): 136–145.

Wang, Y. Q., Y. Zhou, Z. Wu, H. Zhang, J. Zhang, Y. Jin, F. Huang, and X. Yin. 2008. "Monitoring Landscape Dynamics and Conditions of Natural Resources within and Adjacent to Protected Areas." The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, XXXVII (B7).

Wang, Ying-Ping, Qian Zhang, Andrew J. Pitman, and Yongjiu Dai. 2015. "Nitrogen and Phosphorous Limitation Reduces the Effects of Land Use Change on Land Carbon Uptake or Emission." Environmental Research Letters 10 (1): 14001. doi:10.1088/1748-9326/10/1/014001.

Waring, Richard H., and Steven W. Running. 2010. Forest Ecosystems: Analysis at Multiple Scales. Elsevier.

Wascher, Dirk. 2005. "European Landscape Character Areas – Typologies, Cartography and Indicators for the Assessment of Sustainable Landscapes." 1254. Final Project Report as Deliverable from the EU's Accompanying Measure Project ELCAI. Alterra.

Waske, Björn, and Sebastian van der Linden. 2008. "Classifying Multilevel Imagery from SAR and Optical Sensors by Decision Fusion." IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 46 (5): 1457–1466.

Watson, James E. M., Danielle F. Shanahan, Moreno Di Marco, James Allan, William F. Laurance, Eric W. Sanderson, Brendan Mackey, and Oscar Venter. 2016. "Catastrophic Declines in Wilderness Areas Undermine Global Environment Targets." Current Biology 0 (0). doi:10.1016/j.cub.2016.08.049.

Watson, Robert T. 2005. "Turning Science into Policy: Challenges and Experiences from the Science–policy Interface." Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 360 (1454): 471–77. doi:10.1098/rstb.2004.1601.

Webb, Jeremy, C. Kenneth Brewer, Nicholas Daniels, Chris Maderia, Randy Hamilton, Mark Finco, Kevin A. Megown, and Andrew J. Lister. 2012. "Image-Based Change Estimation for Land Cover and Land Use Monitoring." In Moving from Status to Trends: Forest Inventory and Analysis (FIA) Symposium, 2012 December 4-6, edited by Randall Morin and Greg Liknes. Baltimore: MD. Gen. Tech. Rep. NRS.

Wehr, Aloysius, and Uwe Lohr. 1999. "Airborne Laser Scanning—an Introduction and Overview." ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 54 (2): 68–82.

Wei, Zongqiang, Shaohua Wu, Xiao Yan, and Shenglu Zhou. 2014. "Density and Stability of Soil Organic Carbon beneath Impervious Surfaces in Urban Areas." PLoS ONE 9 (10): e109380. doi:10.1371/journal.pone.0109380.

Weissert, L. F., J. A. Salmond, and L. Schwendenmann. 2014. "A Review of the Current Progress in Quantifying the Potential of Urban Forests to Mitigate Urban CO2 Emissions." Urban Climate 8 (June): 100–125. doi:10.1016/j.uclim.2014.01.002.

Weng, Qihao. 2012. "Remote Sensing of Impervious Surfaces in the Urban Areas: Requirements, Methods, and Trends." Remote Sensing of Environment 117: 34–49.

Weng, Yen-Chu. 2007. "Spatiotemporal Changes of Landscape Pattern in Response to Urbanization." Landscape and Urban Planning 81 (4): 341–53. doi:10.1016/j.landurbplan.2007.01.009.

Wernsdörfer, Holger, Antoine Colin, Jean-Daniel Bontemps, Hélène Chevalier, Gérôme Pignard, Sylvain Caurla, Jean-Michel Leban, Jean-Christophe Hervé, and Meriem Fournier. 2012. "Large-Scale Dynamics of a Heterogeneous Forest Resource Are Driven Jointly by Geographically Varying Growth Conditions, Tree Species Composition and Stand Structure." Annals of Forest Science 69 (7): 829–844.

Wesemael, Bas van, Keith Paustian, Jeroen Meersmans, Esther Goidts, Gabriela Barancikova, and Mark Easter. 2010. "Agricultural Management Explains Historic Changes in Regional Soil Carbon Stocks." Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 107 (33): 14926–30. doi:10.1073/pnas.1002592107.

Westoby, Mark, Brian Walker, and Imanuel Noy-Meir. 1989. "Opportunistic Management for Rangelands Not at Equilibrium." Journal of Range Management, 266–274.

White, M. 1981. "The Theory of Geographical Data Conflation." Internal Census Bureau Draft Document.

Wibberley, G. P. 1965. "Etudes Sur La Concurrence Pour La Terre Agricole." Économie Rurale 65 (1): 17–24. doi:10.3406/ecoru.1965.1898.

Wickham, J. D., S. V. Stehman, J. H. Smith, T. G. Wade, and L. Yang. 2004. "A Priori Evaluation of Two-Stage Cluster Sampling for Accuracy Assessment of Large-Area Land-Cover Maps." International Journal of Remote Sensing 25 (6): 1235–1252.

Wickham, James D., Stephen V. Stehman, Leila Gass, Jon Dewitz, Joyce A. Fry, and Timothy G. Wade. 2013. "Accuracy Assessment of NLCD 2006 Land Cover and Impervious Surface." Remote Sensing of Environment 130 (March): 294–304. doi:10.1016/j.rse.2012.12.001.

Wickramasuriya, Rohan, Laurie A. Chisholm, Marji Puotinen, Nicholas Gill, and Peter Klepeis. 2013. "A Method to Dynamically Subdivide Parcels in Land Use Change Models." International Journal of Geographical Information Science 27 (8): 1497–1513. doi:10.1080/13658816.2012.752491.

Wieber, Jean-Claude, and Thierry Brossard. 1984. "Le Paysage : Trois Définitions, Un Mode D'analyse et de Cartographie." Espace Géographique 13 (1): 5–12. doi:10.3406/spgeo.1984.3887.

Wiederkehr, Elise, Simon Dufour, and Hervé Piégay. 2009. "Caractérisation Du Corridor Naturel Alluvial Du Réseau Hydrographique Du Bassin Du Rhône À Partir Des Orthophotographies de l'IGN."

Wiens, John A. 1989. "Spatial Scaling in Ecology." Functional Ecology 3 (4): 385–397.

William, M., and W. E. Rees. 1996. Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on Earth. Gabriola Island: New Society Publisher.

Williams, Michael. 2003. Deforesting the Earth: From Prehistory to Global Crisis. University of Chicago Press.

Winjum, Jack K., and Paul E. Schroeder. 1997. "Forest Plantations of the World: Their Extent, Ecological Attributes, and Carbon Storage." Agricultural and Forest Meteorology, Research on Forest Environmental Influences in a Changing World, 84 (1–2): 153–67. doi:10.1016/S0168-1923(96)02383-0.

Wolff, Manuel, Sylvie Fol, Hélène Roth, and Emmanuèle Cunningham-Sabot. 2013. "Shrinking Cities, villes en décroissance : une mesure du phénomène en France." Cybergeo : European Journal of Geography, December. doi:10.4000/cybergeo.26136.

Woodbridge, Jessie, Ralph M. Fyfe, and Neil Roberts. 2014. "A Comparison of Remotely Sensed and Pollen-Based Approaches to Mapping Europe's Land Cover." Journal of Biogeography.

Woodcock, Curtis E. 1996. "On Roles and Goals for Map Accuracy Assessment: A Remote Sensing Perspective." United States Department of Agriculture Forest Service, General technical report, , 535–540.

Working Group I. 2013. "Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report Climate Change 2013: The Physical Science Basis - Summary for Policymakers." IPCC.

Wrenn, Douglas H., and Abdoul G. Sam. 2014. “Geographically and Temporally Weighted Likelihood Regression: Exploring the Spatiotemporal Determinants of Land Use Change.” Regional Science and Urban Economics 44 (January): 60–74. doi:10.1016/j.regsciurbeco.2013.10.005.

Wu, Jianguo. 2004. “Effects of Changing Scale on Landscape Pattern Analysis: Scaling Relations.” Landscape Ecology 19 (2): 125–38. doi:10.1023/B:LAND.0000021711.40074.ae.

Wu, Jianguo, Alexander Buyantuyev, G. Darrel Jenerette, Jennifer Litteral, Kaesha Neil, and Weijun Shen. 2011. “Quantifying Spatiotemporal Patterns and Ecological Effects of Urbanization: A Multiscale Landscape Approach.” In Applied Urban Ecology, edited by tthias Richter and Ulrike Weiland, 33–53. John Wiley & Sons, Ltd.

Wulder, Michael A., Steven E. Franklin, Joanne C. White, Julia Linke, and Steen Magnussen. 2006a. “An Accuracy Assessment Framework for Large-Area Land Cover Classification Products Derived from Medium-Resolution Satellite Data.” International Journal of Remote Sensing 27 (4): 663–683.

———. 2006b. “An Accuracy Assessment Framework for Large- area Land Cover Classification Products Derived from Medium- resolution Satellite Data.” International Journal of Remote Sensing 27 (4): 663–83. doi:10.1080/01431160500185284.

Wutzler, T., and Markus Reichstein. 2013. “Priming and Substrate Quality Interactions in Soil Organic Matter Models.” Biogeosciences 10: 2089–2103.

Wylleman, R., B. Mary, J. M. Machet, J. Guérif, and M. Degrendel. 2001. “Evolution Des Stocks de Matière Organique Dans Les Sols de Grande Culture: Analyse et Modélisation.” Perspectives Agricoles 270: 8–14.

Xiao, Ying, Catherine Mignolet, Jean-François Mari, and Marc Benoît. 2014. “Data Mining on Land-Cover Survey Datasets to Explore Grassland Conversion in France.”

Xin, Qinchuan, Pontus Olofsson, Zhe Zhu, Bin Tan, and Curtis E. Woodcock. 2013. “Toward near Real-Time Monitoring of Forest Disturbance by Fusion of MODIS and Landsat Data.” Remote Sensing of Environment 135 (August): 234–47. doi:10.1016/j.rse.2013.04.002.

Xiubin, Li. 1996. “A Review of the International Researches on Land Use/land Cover Change [J].” Acta Geographica Sinica 6.

Yang, Miin-Shen, Pei-Yuan Hwang, and De-Hua Chen. 2004. “Fuzzy Clustering Algorithms for Mixed Feature Variables.” Fuzzy Sets and Systems 141 (2): 301–317.

Yang, Saiming. 2011. “Study on Land Use Structural Change Based on Information Entropy.” In Advances in Multimedia, Software Engineering and Computing Vol.2, edited by David Jin and Sally Lin, 49–51. Advances in Intelligent and Soft Computing 129. Springer Berlin Heidelberg.

Zadeh, Lotfi A. 1965. “Fuzzy Sets.” Information and Control 8 (3): 338–353.

Zaehle, Sönke, Alberte Bondeau, Timothy R. Carter, Wolfgang Cramer, Markus Erhard, I. Colin Prentice, I. Reginster, et al. 2007. “Projected Changes in Terrestrial Carbon Storage in Europe under Climate and Land-Use Change, 1990–2100.” Ecosystems 10 (3): 380–401. doi:10.1007/s10021-007-9028-9.

Zanden, Emma H. van der, Peter H. Verburg, and Caspar A. Mücher. 2013. “Modelling the Spatial Distribution of Linear Landscape Elements in Europe.” Ecological Indicators 27 (April): 125–36. doi:10.1016/j.ecolind.2012.12.002.

Zhan, X., R. A. Sohlberg, J. R. G. Townshend, C. DiMiceli, M. L. Carroll, J. C. Eastman, M. C. Hansen, and R. S. DeFries. 2002. “Detection of Land Cover Changes Using MODIS 250 M Data.” Remote Sensing of Environment 83 (1): 336–350.

Zhao, Min, Zheng-hong Kong, Francisco J. Escobedo, and Jun Gao. 2010. “Impacts of Urban Forests on Offsetting Carbon Emissions from Industrial Energy Use in Hangzhou, China.” Journal of Environmental Management 91 (4): 807–13. doi:10.1016/j.jenvman.2009.10.010.

Zhou, Q., M. Robson, and P. Pilesjo. 1998. “On the Ground Estimation of Vegetation Cover in Australian Rangelands.” International Journal of Remote Sensing 19 (9): 1815–20. doi:10.1080/014311698215261.

Zhou, Qiming. 1996. “Ground Truthing, How Reliable Is It.” In Proceedings of Geoinformatics’ 96 Conference, West Palm Beach, FL, 26–28.

Zhu, Zhe, and Curtis E. Woodcock. 2014. “Continuous Change Detection and Classification of Land Cover Using All Available Landsat Data.” Remote Sensing of Environment 144 (March): 152–71. doi:10.1016/j.rse.2014.01.011.

Zhu, Zhe, Curtis E. Woodcock, and Pontus Olofsson. 2012. “Continuous Monitoring of Forest Disturbance Using All Available Landsat Imagery.” Remote Sensing of Environment, Landsat Legacy Special Issue, 122 (July): 75–91. doi:10.1016/j.rse.2011.10.030.

Zillman, John W. 2009. “A History of Climate Activities.”

Zillmann, Erik, Adrian Gonzalez, E. Montero Herrero, Joeri van Wolvelaer, Thomas Esch, Manfred Keil, Horst Weichelt, and A. Garzon. 2014. “Pan-European Grassland Mapping Using Seasonal Statistics From Multisensor Image Time Series.”.

Zimmermann, Jean-Benoît. 2008. “Le territoire dans l’analyse économique.” Revue française de gestion n° 184 (4): 105–18. doi:10.3166/rfg.184.105-118.

Zitova, Barbara, and Jan Flusser. 2003. “Image Registration Methods: A Survey.” Image and Vision Computing 21 (11): 977–1000.

Zona, Donatella, Beniamino Gioli, Róisín Commane, Jakob Lindaas, Steven C. Wofsy, Charles E. Miller, Steven J. Dinardo, et al. 2016. “Cold Season Emissions Dominate the Arctic Tundra Methane Budget.” Proceedings of the National Academy of Sciences 113 (1): 40–45. doi:10.1073/pnas.1516017113.

Zondag, Barry, and Judith Borsboom. 2009. “Driving Forces of Land-Use Change.” In 49th ERSA Conference August.

Zvoleff, Alex, and Li An. 2014. “Analyzing Human–Landscape Interactions: Tools That Integrate.” Environmental Management 53 (1): 94–111. doi:10.1007/s00267-012-0009-1.

Glossaire

Acronymes

Ademe	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AEE	Agence européenne de l'environnement (en anglais : EEA, *European Environment Agency*)
AFOLU	Agriculture, forestry and other land use (Giec, 2006).
CCNUCC	Convention-cadre des Nations-Unies sur les changements climatiques (en anglais : UNFCCC, *United Nations framework convenion on climate change*)
Cerema	Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
CGAAER	Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux
CGDD	Commissariat général au développement durable
Citepa	Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
CLC	*Corine land cover*
DDT	Direction départementale des territoires
DRAAF	Direction régionale de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt
DREAL	Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (en anglais : IPCC, *Intergovernmental panel on climate change*)
IFN	Inventaire forestier national
IGN	Institut national de l'information géographique et forestière
Inra	Institut national de la recherche agronomique
Inspire	*Infrastructure for spatial information in the european community*
JRC	*Joint research centre* (Centre commun de recherche européen)
Ladyss	Laboratoire dynamiques sociales et recomposition des espaces
Lucas	*Land use/cover area frame survey*
MAAF	Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt
MEEM	Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer
PRG	Pouvoir de réchauffement global
SOeS	Service d'observation et de statistiques du ministère de l'environnement
SSP	Service statistique et prospectives du ministère de l'agriculture (ex-SCEES)
UMC	Unité minimale cartographiée (en anglais : MMU, minimal mapping unit)
UMD	Unité minimale détectée
UTCATF	Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie (en anglais : LULUCF, *Land use, land-use change and forestry*)

Terminologie spécifique ou technique

Brut, changement	Changement total observé, y compris de direction opposée. En opposition à changement net.
Changement	Passage d'un état à un autre. Un changement d'occupation du sol correspond au constat de la transformation d'une surface d'une catégorie d'occupation du sol à une autre entre deux moments successifs. *Conversion* est utilisé en synonyme.
Cinématique	Description des états successifs d'un espace au cours du temps. Voir *dynamique*.
Cinétique	Structure temporelle d'une évolution, d'un cycle, d'un phénomène.
Commission, erreur de.	L'erreur de commission correspond aux surfaces ayant été classées à tort, en trop, dans une catégorie.
Conversion	*voir changement.*
Dynamique	Description de la cinématique et du processus combinés.
Faux négatifs et positifs	Les faux positifs, ou fausses alertes, correspondent à des changements détectés à tort. Les faux négatifs correspondent aux changements n'ayant pas été détectés.
Ground truth	« vérité-terrain » en français. Référence obtenue par observation directe de zones ou de points.
Intégration de données	Opération de fusion de produits d'occupation du sol à partir d'un travail d'harmonisation.
Interopérabilité	Capacité de plusieurs données à communiquer, à être compatibles du point de vue de leurs limites spatiales, leurs nomenclatures et leur temporalité.
Inventoriste	Personne ou équipe travaillant à l'élaboration d'un inventaire national d'émission de gaz à effet de serre.
Matrice	Tableau à double entrée permettant la visualisation des surfaces converties d'une catégorie à une autre au cours d'une période donnée.
Matrice de confusion	Tableau de comparaison, catégorie à catégorie, entre un produit d'occupation du sol et une référence (ex. une vérité-terrain), permettant d'évaluer la qualité de ce produit.
Net, changement	Bilan de l'ensemble des changements observés sur une période, les conversions de directions opposées se compensant.
Nominal, espace	Carte qui serait produite parfaitement et sans erreurs dans les limites des résolutions du dispositif d'observation. (Bel Hadj Ali, 2001).
Non-permanence	Expression désignant le fait que les puits de carbone (émissions compensées) peuvent disparaitre et relarguer ce carbone.
Occupation	Composante physique de la description de la couverture terrestre. Utilisé en synonyme de couverture, et non pas comme notion générique entre couverture et usage.

Omission	L'erreur d'omission correspond aux surfaces d'une catégorie ayant été manquées par un dispositif de suivi.
Ontologie	Système de description de la réalité, vision du monde.
Palimpseste	Paysage à partir duquel on peut lire les différents états historiques par les marques et la structuration qu'ils ont laissé.
Processus	Structure logique générale à l'œuvre expliquant l'enchainement des états successifs. Un même processus peut se traduire par différentes cinématiques. Voir *dynamique*.
Scorie	Espace résiduel obtenu après superposition spatiale de deux espaces aux limites proches mais non-identiques.
Sémantique	Relatif à l'expression des informations contenues dans les données : concepts et définitions employés.
Tier	Niveau de complexité méthodologique défini par le Giec (de 1 : le plus générique à 3 : le plus spécifique) pour la réalisation des inventaires d'émissions de gaz à effet de serre.
Topologie	En système d'informations géographiques, ce terme décrit les relations de voisinage des entités, par exemple des polygones d'occupation du sol. Les erreurs de topologie sont notamment liées à un recouvrement des polygones ou à la présence d'espaces vides.
Utilisation	Dimension fonctionnelle de la description de la couverture terrestre, en complément de l'occupation.

ANNEXES

Annexe 1

Accords internationaux régissant le secteur UTCATF

1. Extraits de la Convention-Cadre des Nations-Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC), 1992.

Article 1

7. On entend par ´réservoirª un ou plusieurs constituants du système climatique qui retiennent un gaz à effet de serre ou un précurseur de gaz à effet de serre.

8. On entend par ´puitsª tout processus, toute activité ou tout mécanisme, naturel ou artificiel, qui Elimine de l'atmosphère un gaz à effet de serre, un aérosol ou un précurseur de gaz à effet de serre.

9. On entend par ´sourceª tout processus ou activité qui libère dans l'atmosphère un gaz à effet de serre, un aérosol ou un précurseur de gaz à effet de serre.

Article 3

3. Il incombe aux Parties de prendre des mesures de précaution pour prévoir, prévenir ou atténuer les causes des changements climatiques et en limiter les effets néfastes. Quand il y a risque de perturbations graves ou irréversibles, l'absence de certitude scientifique absolue ne doit pas servir de prétexte pour différer l'adoption de telles mesures, Etant entendu que les politiques et mesures qu'appellent les changements climatiques requièrent un bon rapport coût-efficacité, de manière à garantir des avantages globaux au coût le plus bas possible. Pour atteindre ce but, il convient que ces politiques et mesures tiennent compte de la diversité des contextes socio-économiques, soient globales, s'Etendent à toutes les sources et à tous les puits et réservoirs de gaz à effet de serre qu'il conviendra, comprennent des mesures d'adaptation et s'appliquent à tous les secteurs Economiques. Les initiatives visant à faire face aux changements climatiques pourront faire l'objet d'une action concertée des Parties intéressées

Article 4

1. Toutes les Parties, tenant compte de leurs responsabilités communes mais différenciées et de la spécificité de leurs priorités nationales et régionales de développement, de leurs objectifs et de leur situation :

a) établissent, mettent à jour périodiquement, publient et mettent à la disposition de la Conférence des Parties, conformément à l'article 12, des inventaires nationaux des émissions anthropiques par leurs sources et de l'absorption par leurs puits de tous les gaz à effet de serre non règlementés par le Protocole de Montréal, en recourant à des méthodes comparables qui seront approuvées par la Conférence des Parties;

d) Encouragent la gestion rationnelle et encouragent et soutiennent par leur coopération la conservation et, le cas échéant, le renforcement des puits et réservoirs de tous les gaz à effet de serre non règlementés par le Protocole de Montréal, notamment la biomasse, les forêts et les océans de même que les autres écosystèmes terrestres, côtiers et marins;

2. Les pays développés parties et les autres Parties figurant à l'annexe I prennent les engagements spécifiques prévus ci-après:

a) Chacune de ces Parties adopte des politiques nationales et prend en conséquence les mesures voulues pour atténuer les changements climatiques en limitant ses Emissions anthropiques de gaz à effet de serre et en protégeant et renforçant ses puits et réservoirs de gaz à effet de serre. Ces politiques et mesures démontreront que les pays développés prennent l'initiative de modifier les tendances à long terme des Emissions anthropiques conformément à l'objectif de la Convention, reconnaissant que le retour, d'ici à la fin de la présente décennie, aux niveaux antérieurs d'Emissions anthropiques de dioxyde de carbone et d'autres gaz à effet de serre non règlementés par le Protocole de Montréal contribuerait à une telle modification et, tenant compte des différences entre ces Parties quant à leur point de départ et à leur approche, à leur structure Economique et à leur base de ressources, de la nécessité de maintenir une croissance Economique forte et durable, des technologies disponibles et des autres circonstances propres à chaque cas, ainsi que de la nécessité pour chacune de ces Parties de contribuer de façon appropriée et Equitable à l'action mondiale entreprise pour atteindre cet objectif. Ces Parties peuvent appliquer de telles politiques et mesures en association avec d'autres Parties et aider d'autres Parties à contribuer à l'objectif de la Convention, en particulier à celui du présent alinéa;

b) Afin de favoriser le progrès dans ce sens, chacune de ces Parties soumettra, conformément à l'article 12, dans les six mois suivant l'entrée en vigueur de la Convention à son Égard, puis à intervalles périodiques, des informations détaillées sur ses politiques et mesures visées à l'alinéa a, de m'me que sur les projections qui en résultent quant aux Emissions anthropiques par ses sources et à l'absorption par ses puits de gaz à effet de serre non règlementés par le Protocole de Montréal, pour la période visée à l'alinéa a, en vue de ramener individuellement ou conjointement à leurs niveaux de 1990 les Emissions anthropiques de dioxyde de carbone et d'autres gaz à effet de serre non règlementés par le Protocole de Montréal. La Conférence des Parties passera ces informations en revue, à sa première session puis à intervalles périodiques, conformément à l'article 7;

c) Il conviendra que le calcul, aux fins de l'alinéa b, des quantités de gaz à effet de serre Émises par les sources t absorbées par les puits s'effectue sur la base des meilleures connaissances scientifiques disponibles, notamment en ce qui concerne la capacité effective des puits et la contribution de chacun de ces gaz aux changements climatiques. La Conférence des Parties examinera et adoptera les méthodes à utiliser pour ce calcul à sa première session et les passera en revue à intervalles réguliers par la suite;

2. Extraits du Protocole de Kyoto, 1997.

Article 2

1. Chacune des Parties visÈes à l'annexe I, pour s'acquitter de ses engagements chiffrés en matière de limitation et de réduction prévus à l'article 3, de façon à promouvoir le développement durable:

a) Applique et/ou Élabore plus avant des politiques et des mesures, en fonction de sa situation nationale, par exemple les suivantes:

ii) Protection et renforcement des puits et des réservoirs des gaz à effet de serre non règlementés par le Protocole de Montréal, compte tenu de ses engagements au titre des accords internationaux pertinents relatifs à l'environnement; promotion de méthodes durables de gestion forestière, de boisement et de reboisement;

iii) Promotion de formes d'agriculture durables tenant compte des considérations relatives aux changements climatiques;

iv) Recherche, promotion, mise en valeur et utilisation accrue de sources d'Énergie renouvelables, de technologies de piégeage du dioxyde de carbone et de technologies Écologiquement rationnelles et innovantes;

Article 3

1. Les Parties visÈes à l'annexe I font en sorte, individuellement ou conjointement, que leurs

Émissions anthropiques agrégées, exprimées en Équivalent-dioxyde de carbone, des gaz à effet de serre indiqués à l'annexe A ne dépassent pas les quantités qui leur sont attribuées, calculées en fonction de leurs engagements chiffrés en matière de limitation et de réduction des Émissions inscrits à l'annexe B et conformément aux dispositions du présent article, en vue de réduire le total de leurs Émissions de ces gaz d'au moins 5 % par rapport au niveau de 1990 au cours de la période d'engagement allant de 2008 à 2012.

2. Chacune des Parties visÈes à l'annexe I devra avoir accompli en 2005, dans l'exécution de ses engagements au titre du présent Protocole, des progrès dont elle pourra apporter la preuve.

3. Les variations nettes des Émissions de gaz à effet de serre par les sources et de l'absorption par les puits résultant d'activités humaines directement liées au changement d'affectation des terres et à la foresterie et limitées au boisement, au reboisement et au déboisement depuis 1990, variations qui correspondent à des variations vérifiables des stocks de carbone au cours de chaque période d'engagement, sont utilisées par les Parties visÈes à l'annexe I pour remplir leurs engagements prévus au présent article. Les Emissions des gaz à effet de serre par les sources et l'absorption par les puits associées à ces activités sont notifiées de manière transparente et vérifiable et examinées conformément aux articles 7 et 8.

4. Avant la première session de la Conférence des Parties agissant comme réunion des Parties au présent Protocole, chacune des Parties visÈes à l'annexe I fournit à l'Organe subsidiaire de conseil scientifique et technologique, pour examen, des données permettant de déterminer le niveau de ses stocks de carbone en 1990 et de procéder à une estimation des variations de ses stocks de carbone au cours des années suivantes. ¿ sa première session, ou dès que possible par la suite, la Conférence des Parties agissant comme réunion des Parties au présent Protocole arrête les modalités, règles et lignes directrices à appliquer pour décider quelles activités anthropiques supplémentaires ayant un rapport avec les variations des Émissions par les sources et de l'absorption par les puits des gaz à effet de serre dans les catégories constituées par les terres agricoles et le changement d'affectation des terres et la foresterie doivent être ajoutées aux quantités attribuées aux Parties visÈes à l'annexe I ou retranchées de ces quantités et pour savoir comment procéder à cet Egard, compte tenu des incertitudes, de la nécessité de communiquer des données transparentes et vérifiables, du travail méthodologique du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'Évolution du climat, des conseils fournis par l'Organe subsidiaire de conseil scientifique et technologique conformément à l'article 5 et des décisions de la Conférence des Parties. Cette décision vaut pour la deuxième période d'engagement et pour les périodes suivantes. Une Partie peut l'appliquer à ces activités anthropiques supplémentaires lors de la première période d'engagement pour autant que ces activités aient eu lieu depuis 1990.

7. Au cours de la première période d'engagements chiffrés en matière de limitation et de réduction des Emissions, allant de 2008 à 2012, la quantité attribuée à chacune des Parties visÈes à l'annexe I est Egale au pourcentage, inscrit pour elle à l'annexe B, de ses Emissions anthropiques agrégées, exprimées en Equivalent-dioxyde de carbone, des gaz à effet de serre indiqués à l'annexe A en 1990, ou au cours de l'année ou de la période de référence fixée conformément au paragraphe 5 ci-dessus, multiplié par cinq. Les Parties visÈes à l'annexe I pour lesquelles le changement d'affectation des terres et la foresterie constituaient en 1990 une source nette d'Emissions de gaz à effet de serre prennent en compte dans leurs Emissions correspondant à l'année ou à la période de référence, aux fins du calcul de la quantité qui leur est attribuée, les Emissions anthropiques agrégées par les sources, exprimées en Equivalent-dioxyde de carbone, déduction faite des quantités absorbées par les puits en 1990, telles qu'elles résultent du changement d'affectation des terres.

Article 5

1. Chacune des Parties visÈes à l'annexe I met en place, au plus tard un an avant le début de la première période d'engagement, un système national lui permettant d'estimer les Emissions anthropiques par les sources et l'absorption par les puits de tous les gaz à effet de serre non règlementés par le Protocole de Montréal. La Conférence des Parties agissant comme réunion des Parties au présent Protocole arrête à sa première session le cadre directeur de ces systèmes Nationaux, dans lequel seront mentionnées les méthodologies spécifiées au paragraphe 2 ci-dessous.

2. Les méthodologies d'estimation des Emissions anthropiques par les sources et de l'absorption par les puits de tous les gaz à effet de serre non règlementés par le Protocole de Montréal sont celles qui sont agréées par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'Evolution du climat et approuvées par la Conférence des Parties à sa troisième session. Lorsque ces méthodologies ne sont pas utilisées, les ajustements appropriés sont opères suivant les méthodologies arrêtées par la Conférence des Parties agissant comme réunion des Parties

Au présent Protocole à sa première session. En se fondant, notamment, sur les travaux du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'Evolution du climat et sur les conseils fournis par l'Organe subsidiaire de conseil scientifique et technologique, la Conférence des Parties agissant comme réunion des Parties au présent Protocole examine régulièrement et, s'il y a lieu, révise ces méthodologies et ces ajustements, en tenant pleinement compte de toute décision pertinente de la Conférence des Parties. Toute révision des méthodologies ou des ajustements sert uniquement à vérifier le respect des engagements prévus à l'article 3 pour toute période d'engagement postérieure à cette révision.

2. Extraits de l'Accord de Paris, 2015.

Les Parties au présent Accord, étant Parties à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, ci-après dénommée « la Convention » (…) Reconnaissant l'importance de la conservation et, le cas échéant, du renforcement des puits et réservoirs des gaz à effet de serre visés dans la Convention,

Article 4

1. En vue d'atteindre l'objectif de température à long terme énoncé à l'article 2, les Parties cherchent à parvenir au plafonnement mondial des émissions de gaz à effet de serre dans les meilleurs délais, étant entendu que le plafonnement prendra davantage de temps pour les pays en développement Parties, et à opérer des réductions rapidement par la suite conformément aux meilleures données scientifiques disponibles de façon à parvenir à un équilibre entre les émissions anthropiques par les sources et les absorptions anthropiques par les puits de gaz à effet de serre au cours de la deuxième moitié du siècle, sur la base de l'équité, et dans le contexte du développement durable et de la lutte contre la pauvreté.

2. Chaque Partie établit, communique et actualise les contributions déterminées au niveau national successives qu'elle prévoit de réaliser. Les Parties prennent des mesures internes pour l'atténuation en vue de réaliser les objectifs desdites contributions.

3. La contribution déterminée au niveau national suivante de chaque Partie représentera une progression par rapport à la contribution déterminée au niveau national antérieure et correspondra à son niveau d'ambition le plus élevé possible, compte tenu de ses responsabilités communes mais différenciées et de ses capacités respectives, eu égard aux différentes situations nationales

Article 5

1. Les Parties devraient prendre des mesures pour conserver et, le cas échéant, renforcer les puits et réservoirs de gaz à effet de serre comme le prévoit l'alinéa d) du paragraphe 1 de l'article 4 de la Convention, notamment les forêts.

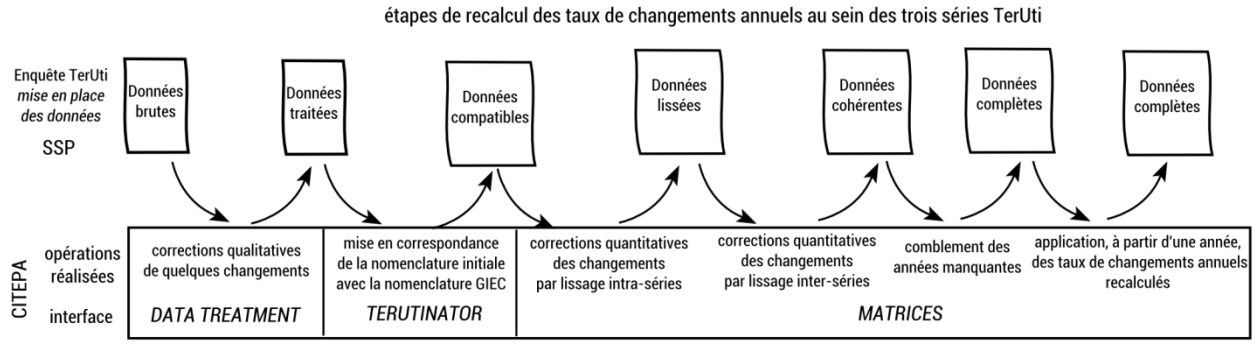
2. Les Parties sont invitées à prendre des mesures pour appliquer et étayer, notamment par des versements liés aux résultats, le cadre existant défini dans les directives et les décisions pertinentes déjà adoptées en vertu de la Convention pour : les démarches générales et les mesures d'incitation positive concernant les activités liées à la réduction des émissions résultant du déboisement et de la dégradation des forêts, et le rôle de la conservation, de la gestion durable des forêts et de l'accroissement des stocks de carbone forestiers dans les pays en développement; et d'autres démarches générales, notamment des démarches conjointes en matière d'atténuation et d'adaptation pour la gestion intégrale et durable des forêts, tout en réaffirmant qu'il importe de promouvoir, selon qu'il convient, les avantages non liés au carbone associés à de telles démarches.

Annexe 2

Traitements actuels des données TerUti par le Citepa

Les changements d'occupation du sol estimés par TerUti sont d'abord corrigés pour réduire certaines variations erronées. Ces données corrigées sont ensuite mises en correspondance avec la nomenclature à utiliser dans l'inventaire. Ensuite, on travaille uniquement sur les points qui connaissent un changement pour lisser les surfaces de changement au sein de chaque série, puis entre les séries. Nous disposons ainsi de changements annuels cohérents pour chaque année, ce qui permet de compléter les années manquantes, de simuler les changements passés et futurs. Avec de ces nouvelles données annuelles, nous pouvons reconstituer l'ensemble des surfaces à partir d'une année de référence.

Schéma général



Principe des corrections

Deux types de corrections sont actuellement effectuées : Le premier type relève des traitements structurels, qui affectent l'ensemble des valeurs ou du moins affectent la série dans son ensemble, sans viser une erreur particulière. Il s'agit de corriger des artefacts qui entrainent des incohérences générales, par exemples des taux de changements trop différents entre deux années. Le second type de correction consiste à cibler certains motifs en particulier, jugés aberrants ou incohérents. Dans ce cas, le traitement correctif consiste à modifier les valeurs aberrantes, c'est-à-dire à les « reclasser ».

Exemples de motifs aberrants (simplifiés) :

Année 1	Année 2	Année 3	Année 4	Année 4
F	F	A	F	F
F	P	H	P	H
C	P	C	P	C

Les reclassements consistent à changer de catégorie un point, une année donnée, pour effacer un motif aberrant. Un reclassement est effectué pour corriger une anomalie (changement qui est jugé trop improbable, incohérent ou problématique au regard de l'historique de ce même point). Il peut aussi s'agir d'identifications de cycles (ou oscillations) qui ne sont pas des « vrais » changements, comme l'alternance prairie-culture. Ces opérations sont justifiées par la présence possible d'erreurs d'interprétation des enquêteurs TerUti. Ces erreurs résiduelles sont d'autant plus probables pour l'identification de la nomenclature physique dans le cas des terres cultivées (où la nomenclature très détaillée peut engendrer des confusions entre espèces végétales, par exemple) ou pour l'identification de la nomenclature fonctionnelle, qui par définition est une interprétation du territoire observé (par exemple le caractère sylvicole ou récréatif d'une forêt). Les reclassements sont intégrés comme macro

itératives appliquées aux tables dans la base Access « data treatment », pour les anomalies définies ci-dessous. Pour les traitements a) à g), la situation inverse (changement dans l'autre sens que celui de l'exemple) est traitée selon la même logique. Chacun de ces traitements est réalisé de la même façon pour la situation inverse (où le classement Y et Y+1 est inversé)., sauf pour le traitement h. Une fois traités, les trois fichiers (un pour chaque série) sont exportés. Ils deviennent des séries « traités »

D'autres corrections sont possibles. Ici nous revenons sur les traitements actuels qui sont dus aux constats faits par CITEPA ; nous ferons des constats, analyses et corrections pus complètes ensuite, et nous creuserons en P4 les effets de ces artefacts et leurs causes. Là, il s'agit de voir le contexte de notre travail : il y a déjà un cadre méthodologique de compréhension des données et de leurs défauts qui est proposé. Ici le but du CITEPA n'était pas de corriger exhaustivement les données brutes mais de réduire les artefacts ayant un impact trop important sur l'inventaire de GES, donc impliquant des flux de C importants soit en raison des catégories concernées (ex PC) soit en raison du volume concerné (beaucoup de surfaces).

Correction des artefacts temporels

Un premier constat fait par le CITEPA concerne l'ensemble des surfaces annuelles changements (toutes conversions confondues). En début de série, les changements annuels sont beaucoup plus importants qu'en fin de série. Plus précisément, les changements annuels entre les deux premières années d'une série sont bien plus élevés qu'entre les années suivantes. Il s'agit d'un artefact, car ce phénomène se reproduit lors du passage à une autre série. Mais les causes de cet artefact ne sont pas clairement identifiées (nous proposerons plusieurs explications en partie 4). Un premier traitement correctif vise à gommer cet effet de début de série pour éviter de surestimer les changements. La première opération consiste alors à ne pas toujours prendre en compte la première année d'une série, (1981, 2005), ni la dernière (1989). Cela permet d'éviter que les changements estimés pour ces années, bien plus importants que les changements estimés dans la suite de chaque série, aient un quelconque poids sur la tendance générale.

Lissages au sein d'une série des changements annuels bruts

Un deuxième constat fait par le CITEPA sur les données TerUti concerne aussi l'ensemble des changements, et relève donc d'une correction structurelle. On observe que les variations interannuelles sont plus importantes que la variation entre les années de début et de fin de série. C'est-à-dire que pour un changement donné, le taux annuel moyen exhaustif (moyenne des surfaces de changement pour chaque année) est supérieur au taux annuel moyen périodique ou tendanciel (moyenne des surfaces de changements entre le début de la série et la fin de la série, sans prendre en compte les changements intermédiaires pouvant se produire chaque année). La tendance périodique, c'est-à-dire le changement entre le début et la fin de la série, est en fait calculée à partir de la moyenne mobile entre les deux premières années et les deux dernières années de la série. On considère par exemple, pour la série Ter2 (1992-2003), les moyennes 1992-2002, 1992-2003, 1993-2002 et 1993-2003. Cette moyenne mobile est de 10ans en moyenne. Le taux de changement annuel moyen réel (calculé sur tous les intervalles) appelé ici $\bar{C}_t$. Le taux de changement périodique ou tendanciel (calculé sur l'intervalle le plus long uniquement) est appelé $\bar{C}_{\bar{\tau}}$ Ainsi pour les changements ou le rapport $\bar{c}_{ijt} > \bar{c}_T$ se vérifie, les taux de changement annuel sont lissés par rapport au taux de changement périodique. par un facteur correctif basé sur le rapport entre $\bar{c}_{ijT}$ et $\bar{c}_{ijt}$, Cette correction des changements se fait donc par lissage des changements annuels par rapport à la tendance. Ce constat d'un artefact lié aux intervalles de temps considéré pour calculer le changement annuel donnera lieu à de plus amples développements et analyses dans la partie 4.

Calcul du taux de changement moyen annuel= moyenne exhaustive

Taux annuel exhaustif moyen = $\bar{C}_t = \frac{\sum_{t=t1}^{T}(C_{ijt})}{T}$

Calcul du taux de changement moyen annuel à partir des bornes = moyenne bornée

Taux annuel périodique moyen tendanciel = $\bar{C}_{\bar{\bar{T}}} = \frac{(C_{ij\ t1,T})+(C_{ij\ t2,T})+(C_{ij\ t1,T-1})+(C_{ij\ t2,T-1})}{\bar{\bar{T}}}$

avec :

t= intervalle de temps entre deux mesures d'une série, autrement dit période la plus courte disponible. Ici, t= 1 an.

T= intervalle de temps entre la première et dernière mesure d'une série (de t1 à T), autrement dit période la plus longue disponible.

$\bar{\bar{T}}$= durée moyenne périodique, construite à partir de la moyenne des durées $t_1 \rightarrow t_T$, $t_2 \rightarrow t_T$, $t_1 \rightarrow t_{T-1}$, $t_2 \rightarrow t_{T-1}$. Ici, $\bar{\bar{T}}$= 10 ans.

Correction des anomalies dans les séquences liées à l'usage

L'usage peut permettre de ne pas prendre en compte un changement d'occupation. Ainsi une séquence de type forêt (usage production ligneuse) – prairie ou route (usage production ligneuse) sera reclassée en séquence forêt – forêt, car la persistance de l'usage indique qu'il s'agit toujours d'un espace forestier, le changement d'occupation n'étant pas forcément une information fiable dans ce cas. D'autre part, sont traitées dans la même section le cas des routes déclarées à usage forestier l'année N et qui sont reclassées en tant que route à usage « autre» l'année N+1. Ces routes seront reclassées en route à autre usage l'année initiale. Le cas inverse est ici traité habituellement. reclassement en Prairie des forets à usage élevage ?

Un usage artificiel des prairies ne vaut pas forcément artificialisation. Si une surface classée en temps que prairie à usage forestier ou agricole l'année Y se voit reclassée en tant que prairie à usage « artificiel» (ex : mines, carrières, chemin de fer) l'année Y+1 alors les caractéristiques de la surface à l'année Y seront recalées sur celles de l'année Y+1 (voir Figure 2). Le même traitement est réalisé si la situation est inversée. Cela permet par la suite de réduire les changements CPA.

Des forêts où l'usage n'est pas renseigné sont incluses dans les prairies boisées. On transforme les forêts sans usage (code IPCC : forêt) en Landes sans usage (code IPCC : prairie). Cette modification sert à faire concorder les deux séries sur les surfaces de forêt. En effet la catégorie forêt sans usage de Ter2 ne trouvant pas d'équivalent dans Ter3, cette surface a été transformée en prairie.

Correction des séquences avec une anomalie une année

Il s'agit de certaines classes présentes de façon ponctuelle, et dont le CITEPA considère qu'il s'agit vraisemblablement d'une erreur plutôt que d'un réel changement, dès lors le motif aberrant est effacé en reclassant l'année erronée dans la même catégorie que l'année suivante ou précédente selon les cas. Par exemple, si une séquence de forêt présente une année classée en route, celle-ci est reclassée en forêt ; de même, une séquence de type forêt-zone humide sera reclassée en zone humide-zone humide.

Correction des anomalies dans les séquences liées aux confusions entre prairie temporaire et permanente

Une prairie est soit temporaire, soit permanente

Cette reclassification n'est faite que pour les séries Ter1 et Ter2. Si une prairie passe d'un statut temporaire à permanent d'une année à l'autre alors elle reclassée comme permanente l'année initiale. A l'inverse, si une prairie permanente est d'une année à l'autre classée comme culture, c'est par définition une prairie temporaire et elle sera reclassée ainsi.

Une prairie temporaire en permanence est par définition une prairie permanente

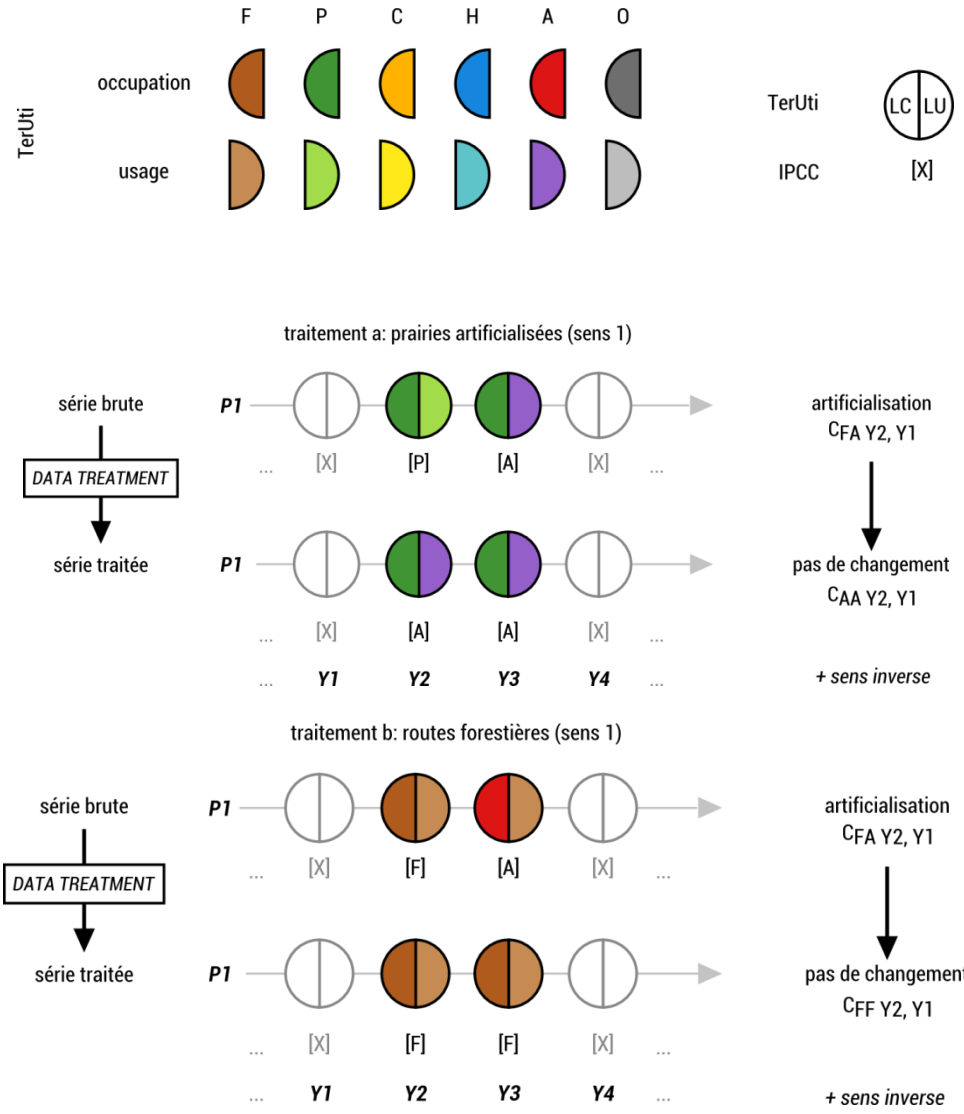
Cette reclassification n'est faite que pour les séries Ter1 et Ter2, qui sont terminées. Si une prairie passe d'un statut temporaire à permanent d'une année à l'autre alors elle reclassée comme permanente l'année initiale. A l'inverse, si une prairie permanente est d'une année à l'autre classée comme culture, c'est par définition une prairie temporaire et elle sera reclassée ainsi. Si au cours des séries Ter1 et Ter2 (on ne peut faire cette modification sur Ter3 car la série n'est pas finie) on a une zone qui passe en prairie temporaire à partir d'une certaine date sans jamais être retransformée en culture par la suite alors cette zone est reconvertie en prairie permanente à partir de la date de transition. Désormais cette opération n'est pas effectuée si le passage en prairie temporaire intervient trop tard dans la série pour savoir s'il s'agit réellement d'une conversion durable (soit à partir de 1986 pour Ter1 et 2000 pour Ter2)

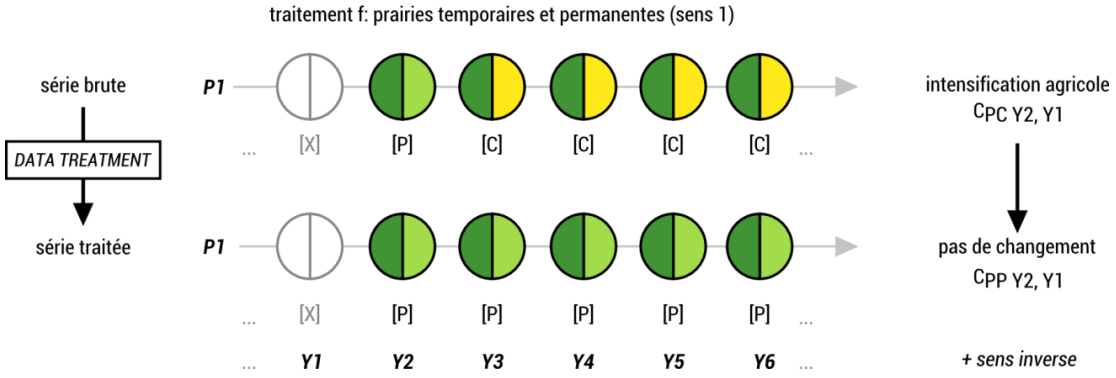
Correction des codes 'inconnus' lorsque c'est possible

Une catégorie inconnue une année est reclassée comme elle l'était l'année d'avant.

Ainsi, un point non classé (ou « zone interdite ») puis classé l'année précédente (ou suivante) sera reclassé comme celle-ci.

Schéma récapitulatif





Mise en cohérence et recréation d'une série

Ces données corrigées sont ensuite mises en correspondance avec la nomenclature à utiliser dans l'inventaire. Ensuite, on travaille uniquement sur les points qui connaissent un changement pour lisser les surfaces de changement au sein de chaque série, puis entre les séries. Nous disposons ainsi de changements annuels cohérents pour chaque année, ce qui permet de compléter les années manquantes, de simuler les changements passés et futurs. Avec de ces nouvelles données annuelles, nous pouvons reconstituer l'ensemble des surfaces à partir d'une année de référence.

Correspondance avec la nomenclature IPCC

Le rapportage des surfaces pour l'inventaire UTCF doit se faire selon la nomenclature du Giec et qui comporte 6 grandes catégories synthétisant à la fois l'utilisation et l'occupation. Afin d'affiner ces grandes catégories, le CITEPA a adapté la nomenclature IPCC en subdivisant certaines catégories en sous-catégories plus précises. La nomenclature adaptée pour la France est appelée IPCC-FR et comprend 16 catégories. Pour convertir la nomenclature TerUti qui contient deux informations (nfonc (LU) + nphys (LC)) en nomenclature IPCC-FR qui ne contient qu'une information de synthèse LULC, il faut établir une correspondance où à chaque duo nfonc – phys correspond une catégorie IPCC-FR. Une table de correspondance a été définie en mettant en relation … :

Cette table est ensuite convertie en table de correspondance simple. La mise en correspondance des tables traitées se fait dans une interface de système de gestion de base de données relationnel. Les nomenclatures TerUti étant différentes pour chacune des trois séries, chaque série dispose de sa table de correspondance pour être convertie selon la nomenclature IPCC-FR. Les trois tables sont reproduites en annexe. On exporte ensuite trois tables (une par série) : qui contiennent toutes les surfaces par type de changements pour tous les intervalles possibles entre deux années.

Mise en cohérence des séries entre elles

Des traitements sont effectués sur les changements afin de faire en sorte que l'ensemble des séries gardent leur tendance mais n'affichent plus de ruptures brusques lors des données manquantes entre chaque série. On part de l'observation selon laquelle, les séries n'ayant pas leur période de même longueur (T), les taux de changement tendanciel restent influencés par cette différence de longueur de période. En effet, sur une série longue, les taux de changements annuels vont avoir tendance à se stabiliser, et à bénéficier de la continuité et la cohérence des mesures sur la durée. A l'inverse, une série plus courte va avoir moins de « temps » pour poursuivre la tendance de stabilisation des taux de changement à la fin de la période.

$$\overline{C_{ij\,Tmin}} = \frac{\Sigma_t^{T1+Tmin}(C_{ij\,t,t+Tmin})}{NTmin\,/\,Tmin}$$

On définit la *série longue* comme la série ayant la période maximale (T_{max}), et la *série courte* comme ayant la période minimale (T_{min}). Pour la série longue, les taux de changements, une fois lissés par la tendance périodique, vont être plus stables, plus réguliers, plus faibles que pour la série longue. Afin de gommer cet effet, on peut appliquer un nouveau facteur correctif, basé sur la courte période disponible (T_{min}). Il s'agit de calculer ce que serait le taux annuel tendanciel périodique de la série longue si elle avait la même longueur que la série courte. Ce taux annuel périodique est construit à partir de toutes les périodes possibles de longueur Tmin comprises au sein de la série longue Tmax. Comme la série Ter2 porte sur une période de 10 ans alors que Ter1 et Ter3 sur des périodes de 5 et 6 ans, la multiplication par le ratio F1 n'aura pas le même impact sur les trois séries. Pour remédier à cela on multiplie les surfaces Ter1 et Ter3 par le rapport entre les taux annuels moyens calculés sur 10 et 5 ans pour Ter2 afin de rapprocher leurs taux de changement moyen de celui qu'il aurait été si ces séries avaient duré 10 ans. On divise par 7 car il y a 7 périodes de 5 ans entre 1992 et 2003 On divise par 5 pour avoir un changement annuel Ainsi les surfaces de changements de Ter1 et de Ter3 sont de nouveau corrigées par ce facteur F2. Qui donne pour chaque couple d'année au sein d'une série, les changements recalculés.

$$\overline{C_{ij\,5t}} = \frac{\Sigma_{t=1992}^{1997}(C_{ij\,t,t+5})}{7\,/\,5}$$

On divise par 7 car il y a 7 périodes de 5 ans entre 1992 et 2003

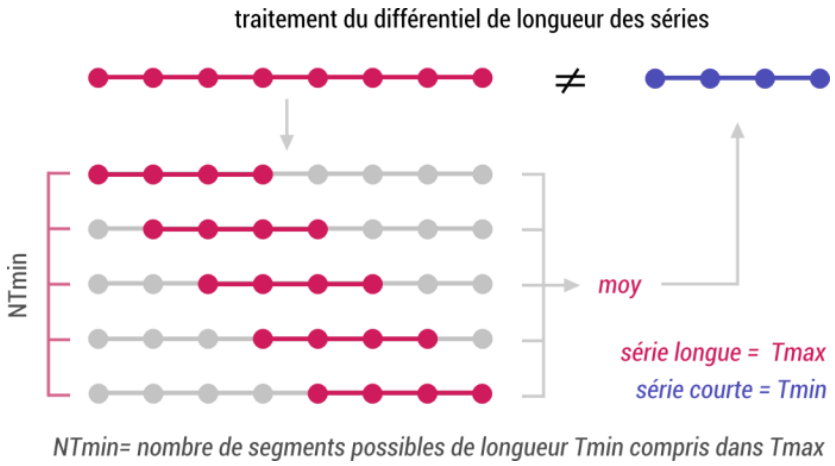
On divise par 5 pour avoir un changement annuel

Ainsi les surfaces de changements de Ter1 et de Ter3 sont de nouveau corrigées par ce facteur F2

$$F2 = \frac{\overline{C_{IJ\,Tmax}}}{\overline{C_{IJ\,Tmin}}}$$

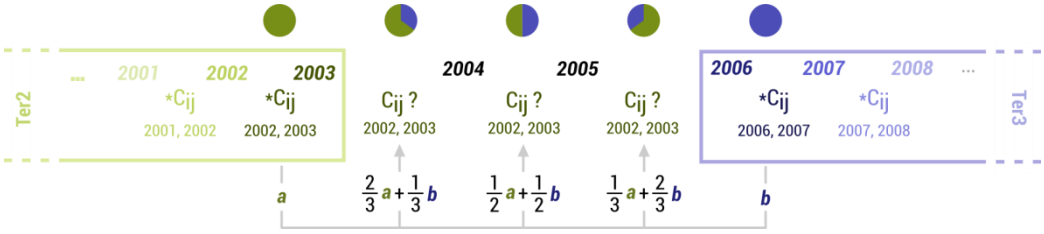
Cela génère le fichier DATA_1an_corrigé, qui donne pour chaque couple d'année au sein d'une série, les changements recalculés.

SERIE	Surface de changement annuel		F1		F2
Ter1 T=5 ; t=1	C_{ij}	x	$F1_{Ter1} = \frac{\bar{C}_{ijT}}{\bar{C}_{ijt}}$	x	F2 = $\frac{\overline{C_{IJ\,Tmax}}}{\overline{C_{IJ\,Tmin}}}$
Ter2 T=10 ; t=1			$F1_{Ter2} = \frac{\bar{C}_{ijT}}{\bar{C}_{ijt}}$		
Ter3 T=7 ; t=1			$F1_{Ter3} = \frac{\bar{C}_{ijT}}{\bar{C}_{ijt}}$		



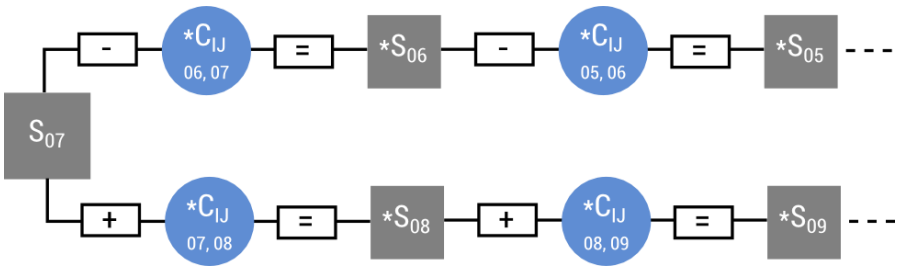
Compléter les années manquantes

Une fois ces corrections terminées, les années manquantes entre les séries sont complétées en fonction des données des séries encadrantes. Ces surfaces sont calculées comme des moyennes des surfaces de la même catégorie des années finales et initiales des séries encadrantes, pondérées par rapport à la proximité temporelle de celles-ci.



Recréer les surfaces

Une fois les années manquantes ajoutées, on dispose des surfaces changeant de catégorie d'une année à l'autre. Ces données vont permettre de recalculer les surfaces totales par catégorie et par année. L'année 2007 a été choisie comme année de référence (la première année de la série Ter3 ne peut être prise en compte car les changements observés en début de série ne sont pas représentatifs). L'année 2007 sert ainsi d'étalon pour le recalage vers le passé et vers le futur. Donc à partir des surfaces par catégorie d'usage de cette année et des changements annuels calculés, on reconstitue la « carte de France» annuelle.



***** valeurs recalculées

Annexe 2 : Nomenclatures

Nomenclature Giec

Terres artificialisées	**Cultures**	**Forêts**	**Prairies**	**Autres terres**	**Zones humides**
Settlements	*Cropland*	*Forest land*	*Grassland*	*Other land*	*Wetlands*

Nomenclature Citepa actuelle

Code niveau 1	**Catégorie Giec**	**Sous-catégorie Citepa**	**Code niveau 2**
100	Forêts	Feuillus	111
		Conifères	112
		Mixte	113
		Peuplier	114
200	Prairies	Prairie en herbe	212
		bosquet	213
		Haies	214
		Végétation arbustive	215
300	Cultures	Cultures	312
		Vergers	313
		Vignes	314
400	Zones humides	Zones humides	400
500	Zones artificielles	Artificiel nu, bâti	511
		Artificiel en herbe	512
		Artificiel arboré	513
600	Autres terres	Autres terres	600

Nomenclature TerUti (1)

Libellé	Code	Giec
Marais salants, étangs d'eau saumâtre	11	H
Lacs, bassins, étangs d'eau douce	12	H
Rivières (yc estuaires), canaux	13	H
Marais, zones humides (yc marécages et tourbières) sans utilisation agricole particulière	14	H
Glaciers, neiges éternelles	15	O
Rochers, éboulis	16	O
Dunes blanches, plages de sable ou de galets	17	O
Forêts de feuillus	18	F
Forêts de résineux	19	F
Boisements à faible densité	20	F
Forêts mixtes	21	F
Bosquets	22	F
Arbres épars	23	P
Peupleraies en plein	24	F
Peupleraies associées	25	F
Peupliers épars	26	P
Blé	27	C
Orge et escourgeon	28	C
Avoine	29	C
Maïs	30	C
Seigle	31	C
Mélanges et autres céréales	32	C
Betteraves	33	C
Plantes textiles	34	C
Tournesol	35	C
Colza oléagineux et navette	36	C
Autres cultures industrielles oléagineuses	37	C
Autres cultures industrielles	38	C
Pomme de terre	39	C
Pois et petit pois	40	C
Fèves et fèveroles	41	C
Autres légumes	42	C
Pépinières (yc forestières), fleurs et plantes ornementales	43	C
Plantes sarclées fourragères	44	C
Autres cultures fourragères annuelles	45	C
Prairies artificielles	46	C
Prairies temporaires semées essentiellement de légumineuses	47	C
Prairies permanentes ou naturelles productives	48	P
Alpages et estives	49	P
Superficie en herbe à faible productivité	50	P
Pré-vergers	51	P

Nomenclature TerUti (suite)

Libellé	Code	Giec
Jachère	52	C
Abricotiers (en culture pure)	53	C
Cerisiers (en culture pure)	54	C
Pêchers (en culture pure)	55	C
Pruniers (en culture pure)	56	C
Poiriers (en culture pure)	57	C
Pommiers (en culture pure)	58	C
Mélanges des 6 espèces	59	C
Autres espèces fruitières que les 6 (culture pure ou en mélange)	60	C
Association des 6 espèces avec des productions autres que fruitières	61	C
Association des espèces autres que les 6 avec des productions autres que fruitières	62	C
Vignes (en culture pure)	63	C
Association vigne-verger des 6 espèces	64	C
Association vigne autre culture	65	C
Petits fruits et autres cultures diverses	66	C
Jardins familiaux à dominante potagère	67	A
Pelouses d'agrément et autres superficies en herbe	68	P
Friches	69	P
Landes	70	P
Landes (bis)	71	P
Haies	72	P
Chemins de terre ou enherbés	73	A
Chantiers (bâtiment ou travaux publics)	74	A
Autres sols à profil altéré par extraction (carrières…)	75	A
Autres sols à profil altéré par dépôt (décharges…)	76	A
Cimetières	77	A
Terrains vagues urbains	78	A
Cours de ferme, annexes	79	A
Sols revêtus ou stabilisés de forme aréolaire arborés	80	A
Sols revêtus ou stabilisés de forme aréolaire nus	81	A
Sols revêtus ou stabilisés de forme linéaire arborés	82	A
Sols revêtus ou stabilisés de forme linéaire nus	83	A
Jardin d'agrément à structure complexe	84	A
Volumes construits, clos et couverts, de hauteur faible	85	A
Volumes construits, clos et couverts, de hauteur moyenne et forte	86	A
Serres	87	A
Volumes construits, couverts seulement	88	A
Volumes construits temporaires	89	A
Autres volumes de génie industriel et civil	90	A
Volumes construits abandonnés (yc ruines)	91	A
Zones interdites	99	A

Nomenclature TerUti (3)

Code	Libellé	Giec
1111	*volume bas clos couvert*	A
1112	*volume bas couvert seulement*	A
1113	*volumes bas temporaires*	A
1114	*Autre volume bas*	A
1115	*Habitat précaire*	A
1121	*volume haut clos couvert*	A
1122	*volume haut couvert seulement*	A
1123	*volume haut temporaire*	A
1124	*Autre volume haut*	A
1211	*Forme aréolaire - arboré*	A
1212	*Forme aréolaire - nu*	A
1221	*Forme linéaire arboré*	A
1222	*Forme linéaire -nu*	A
2110	*Blé tendre y c. épeautre*	C
2120	*Blé dur*	C
2130	*Orge & Escourgeon*	C
2140	*Seigle*	C
2150	*Avoine*	C
2161	*Maïs semence*	C
2162	*Maïs*	C
2170	*Riz*	C
2181	*Sorgho*	C
2182	*Triticale*	C
2183	*Sarrasin*	C
2184	*Autre céréale & mélange de céréales*	C
2210	*Pommes de terre*	C
2220	*Betterave industrielle ou fourragère*	C
223A	*Autre racine & tubercules*	C
2311	*Tournesol*	C
2312	*Colza & navette*	C
2313	*Soja*	C
2314	*Lin oléagineux*	C
2315	*Autre culture industrielle oléagineuse*	C
232T	*Cultures textiles*	C
2331	*Tabac*	C
233P	*Protéagineux y c. fourragers*	C
2335	*Houblon*	C
2336	*Canne à sucre*	C
2337	*Autre culture industrielle annuelle*	C
24LF	*Légumes, fleurs (y c. sous serre)*	C
25PT	*Prairies temporaires*	C
26AF	*Arbres fruitiers*	C
2710	*Oliviers*	C
2720	*Vignes*	C
2730	*Pépinière toutes espèces*	C
2741	*Lavande & lavandin*	C
2742	*Autre culture industrielle permanente, plantes aromatiques, condimentaires, médicinales, palmiers & cocotiers*	C

TerUti (3) (suite)

Code	Libellé	Giec
3111	*Foret primaire DOM fermée*	F
3112	*Foret primaire DOM ouverte*	F
3113	*Foret secondaire feuillus fermée*	F
3114	*Foret secondaire feuill ouverte*	F
3115	*Peupleraie + de 0,5 Ha*	F
3121	*Foret résineux fermée sapin*	F
3122	*Foret résineux ouverte sapin*	F
3131	*Foret mixte fermée (>40%)*	F
3132	*Foret mixte ouverte 10 à 40%*	F
3211	*Bosquets feuillus hors peuplier*	P
3212	*Peupleraie - de 0,5 Ha*	P
3220	*Bosquet de résineux*	P
3230	*Bosquet mixte*	P
3311	*Haie arbustive, feuillus, peupliers*	P
3312	*Haie arbustive, conifères*	P
3313	*Haie arbustive mixte*	P
3321	*Haie arborée, feuillus, peupliers*	P
3322	*Haie arborée, conifères*	P
3323	*Haie arborée mixte*	P
3331	*Align feuillus hors peupl*	P
3332	*Alignement conifère*	P
3333	*Alignement d'arbres mixte*	P
3334	*Alignement de peupliers*	P
4010	*Lande arboré 5 à 10%*	P
4020	*Lande Buissonnant non arb*	P
50AE	*Alpage et estive*	P
50PP	*Prairie permanente*	P
5013	*Autre surf. herbe avec arbres, buissons*	P
5025	*Autre surf. herbe sans arbre ni buisson*	P
6011	*Dune littorale sans végét*	O
6012	*Dune couvert naturel oyat*	O
6013	*Plage de sable ou galets*	O
6020	*Rochers éboulis volcans*	O
6030	*Sol nu*	O
7011	*Lac bassin étang eau douce*	H
7012	*Eau courante intérieure*	H
7021	*Marais salant eau saumatre*	H
7022	*Estuaire largeur > 3 Km*	H
7023	*Mangrove*	H
7030	*Glacier neige éternelle*	O
9999	*Zones interdites non photo-interprétées*	O

Nomenclature LUCAS

Code	Libellé	Giec
A10	**BUILT-UP AREAS**	A
A11	Buildings with one to three floors	A
A12	Buildings with more than three floors	A
A13	Greenhouses	A
A20	**ARTIFICIAL NON-BUILT UP AREAS**	A
A21	Non built-up area features	A
A22	Non built-up linear features	A
B10	**CEREALS**	C
B11	Common wheat	C
B12	Durum wheat	C
B13	Barley	C
B14	Rye	C
B15	Oats	C
B16	Maize	C
B17	Rice	C
B18	Triticale	C
B19	Other cereals	C
B20	**ROOT CROPS**	C
B21	Potatoes	C
B22	Sugar beet	C
B23	Other root crops	C
B30	**NON-PERMANENT INDUSTRIAL CROPS**	C
B31	Sunflower	C
B32	Rape and turnip rape	C
B33	Soya	C
B34	Cotton	C
B35	Other fibre and oleaginous crops	C
B36	Tobacco	C
B37	Other non-permanent industrial crops	C
B40	**DRY PULSES, VEGETABLES AND FLOWERS**	C
B41	Dry pulses	C
B42	Tomatoes	C
B43	Other fresh vegetables	C
B44	Floriculture and ornamental plants	C
B45	Strawberries	C
B50	**FODDER CROPS**	C
B51	Clovers	C
B52	Lucerne	C
B53	Other Leguminous and mixtures for fodder	C
B54	Mix of cereals	C
B55	Temporary grassland	C

Nomenclature LUCAS (suite)

Code	Libellé	Giec
B70	**PERMANENT CROPS: FRUIT TREES**	C
B71	Apple fruit	C
B72	Pear fruit	C
B73	Cherry fruit	C
B74	Nuts trees	C
B75	Other fruit trees and berries	C
B76	Oranges	C
B77	Other citrus fruit	C
B80	**OTHER PERMANENT CROPS**	C
B81	Olive groves	C
B82	Vineyards	C
B83	Nurseries	C
B84	Permanent industrial crops	C
C10	Broadleaved woodland	F
C20	**Coniferous woodland**	F
C21	Spruce dominated coniferous woodland	F
C22	Pine dominated coniferous woodland	F
C23	Other coniferous woodland	F
C30	**Mixed woodland**	F
C31	Spruce dominated mixed woodland	F
C32	Pine dominated mixed woodland	F
C33	Other mixed woodland	F
D10	Shrubland with sparse tree cover	P
D20	Shrubland without tree cover	P
E10	Grassland with sparse tree/shrub cover	P
E20	Grassland without tree/shrub cover	P
E30	Spontaneously re-vegetated surfaces	P
F00	**BARE LAND AND LICHENS/MOSS**	O
F10	Rocks and Stones	O
F20	Sand	O
F30	Lichens and Moss	O
F40	Other bare soil	O
G10	Inland water bodies	H
G20	Inland running water	H
G30	Coastal water bodie	H
G50	Glaciers, permanent snow	O
H11	Inland marshes	H
H12	Peatbogs	H
H21	Salt marshes	H
H22	Salines	H
H23	Intertidal flats	H

Nomenclature Corine Land Cover

niv1	niv2	niv3	IPCC	Intitulé
Territoires artificialisés	Zones urbanisées	111	A	*Tissu urbain continu*
		112	A	*Tissu urbain discontinu*
	Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication	121	A	*Zones industrielles et commerciales*
		122	A	*Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés*
		123	A	*Zones portuaires*
		124	A	*Aéroports*
	Mines, décharges et chantiers	131	A	*Extraction de matériaux*
		132	A	*Décharges*
		133	A	*Chantiers*
	Espaces verts artificialisés	141	A	*Espaces verts urbains*
		142	A	*Equipements sportifs et de loisirs*
Territoires agricoles	Terres arables	211	C	*Terres arables hors périmètres d'irrigation*
		212	C	*Périmètres irrigués en permanence*
		213	C	*Rizières*
	Cultures permanentes	221	C	*Vignobles*
		222	C	*Vergers et petits fruits*
		223	C	*Oliveraies*
	Prairies	231	P	*Prairies*
	Zones agricoles hétérogènes	241	C	*Cultures annuelles associées aux cultures permanentes*
		242	C	*Systèmes culturaux et parcellaires complexes*
		243	C / P	*Surfaces ess. agricoles, inter. par des espaces nat. imp.*
		244	C	*Territoires agro-forestiers*
Forêts et milieux semi-naturels	Forêts	311	F	*Forêts de feuillus*
		312	F	*Forêts de conifères*
		313	F	*Forêts mélangées*
	Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée	321	P	*Pelouses et pâturages naturels*
		322	P	*Landes et broussailles*
		323	F	*Végétation sclérophylle*
		324	F	*Forêt et végétation arbustive en mutation*
	Espaces ouverts, sans ou avec peu de végétation	331	O	*Plages, dunes et sable*
		332	O	*Roches nues*
		333	O	*Végétation clairsemée*
		334	F	*Zones incendiées*
		335	O	*Glaciers et neiges éternelles*
Zones humides	Zones humides intérieures	411	H	*Marais intérieurs*
		412	H	*Tourbières*
		421	H	*Marais maritimes*
	Zones humides maritimes	422	H	*Marais salants*
		423	H	*Zones intertidales*
Surfaces en eau	Eaux continentales	511	H	*Cours et voies d'eau*
		512	H	*Plans d'eau*
	Eaux maritimes	521	H	*Lagunes littorales*
		522	H	*Estuaires*
		523	H	*Mers et océans*

MODIS

Code	libellé	Giec
0	*Water*	H
1	*Evergreen needle-leaf forest*	F
2	*Evergreen broad-leaf forest*	F
3	*Deciduous needle-leaf forest*	F
4	*Deciduous broad-leaf forest*	F
5	*Mixed forest*	F
6	*Closed shrub-lands*	P
7	*Open shrub-lands*	P
8	*Woody savannas*	P
9	*Savannas*	P
10	*Grasslands*	P
11	*Permanent wetlands*	H
12	*Croplands*	C
13	*Urban and built-up*	A
14	*Cropland / Natural vegetation mosaic*	C
15	*Snow and ice*	O
16	*Barren or sparsely vegetated*	O

MOS Ile-de-France

Code	Intitulé	Giec
1	*Bois ou forêts*	F
2	*Coupes ou clairières en forêts*	F
3	*Peupleraies*	F
4	*Espaces ouverts à végétation arbustive ou herbacée*	P
5	*Berges*	P
6	*Terres labourées*	C
7	*Prairies*	P
8	*Vergers, pépinières*	C
9	*Maraîchage, horticulture*	C
10	*Cultures intensives sous serres*	C
11	*Eau fermée (étangs, lacs...)*	H
12	*Cours d'eau*	H
13	*Parcs ou jardins*	A
14	*Jardins familiaux*	A
15	*Jardins de l'habitat individuel*	A
16	*Jardins de l'habitat rural*	A
17	*Jardins de l'habitat continu bas*	A
18	*Terrains de sport en plein air*	A
19	*Tennis découverts*	A
20	*Baignades*	A
21	*Parcs d'évolution d'équipements sportifs*	A
22	*Golfs*	A
23	*Hippodromes*	A
24	*Camping, caravaning*	A
25	*Parcs liés aux activités de loisirs sauf parcs de châteaux*	A
26	*Cimetières*	A
27	*Surfaces engazonnées avec ou sans arbustes*	A
28	*Terrains vacants*	A
29	*Habitat individuel*	A
30	*Ensembles d'habitat individuel identique*	A
31	*Habitat rural*	A
32	*Habitat continu bas*	A
33	*Habitat collectif continu haut*	A
34	*Habitat collectif discontinu*	A
35	*Prisons*	A
36	*Habitat autre*	A
37	*Production d'eau*	A
38	*Assainissement*	A
39	*Electricité*	A
40	*Gaz*	A
41	*Pétrole*	A
42	*Infrastructures autres*	A
43	*Activités en tissu urbain mixte*	A

Nomenclature OSO (Cesbio)

Avec végétation	Agricole	Cultures annuelles	hiver
			été
		Surfaces en herbe	Prairies
			Jachères
		Cultures pérennes	Vignes
			Arboriculture et vergers
	Naturel et semi-naturel	Pelouses et pâturages naturels	
		Landes ligneuses, garrigues	
		Forêt	Feuillus
			résineux
Sans végétation	Artificialisé	Imperméable	Bâti
			Routes
		Perméable	
	Naturel	Surfaces minérales naturelles	Rochers, éboulis
			Plages et dunes
		Eau	Cours d'eau
			Plans d'eau
		Glaciers et neiges éternelles	Glaciers
			Neiges

Mos Ile-de-France (suite)

Code	Intitulé	Giec
44	*Grandes emprises industrielles*	A
45	*Zones d'activités économiques*	A
46	*Entreposage à l'air libre*	A
47	*Entrepôts logistiques*	A
48	*Grandes surfaces commerciales*	A
49	*Autres commerces*	A
50	*Grands magasins*	A
51	*Stations-service*	A
52	*Bureaux*	A
53	*Installations sportives couvertes*	A
54	*Centres équestres*	A
55	*Piscines couvertes*	A
56	*Piscines en plein air*	A
57	*Autodromes*	A
58	*Enseignement de premier degré*	A
59	*Enseignement secondaire*	A
60	*Enseignement supérieur*	A
61	*Enseignement autre*	A
62	*Hôpitaux, cliniques*	A
63	*Autres équipements de santé*	A
64	*Grands centres de congrès et d'exposition*	A
65	*Equipements culturels et de loisirs*	A
66	*Sièges d'administrations territoriales*	A
67	*Equipements de missions de sécurité civile*	A
68	*Equipements d'accès au public limité*	A
69	*Mairies*	A
70	*Marchés permanents*	A
71	*Lieux de culte*	A
72	*Autres équipements de proximité*	A
73	*Emprises de transport ferré*	A
74	*Voies de plus de 25 m d'emprise*	A
75	*Parkings de surface*	A
76	*Parkings en étages*	A
77	*Gares routières, dépôts de bus*	A
78	*Installations aéroportuaires*	A
79	*Extraction de matériaux*	A
80	*Décharges*	A
81	*Chantiers*	A

Nomenclature du MOS Picardie

Code	Libellé	Giec
1111	*tissu urbain de type centre-ville*	A
1112	*tissu urbain de type centre bourg, centre village*	A
1113	*tissu urbain de type pavillonnaire dense*	A
1121	*grands ensembles d'immeubles d'habitation collective*	A
1122	*habitat de type linéaire historique*	A
1123	*habitat rural*	A
1124	*habitat de type pavillonnaire diffus*	A
1125	*cabanisation*	A
1211	*installations liées aux administrations*	A
1212	*installations liées aux traitements et à la production d'eau*	A
1213	*zones commerciales*	A
1214	*zones d'industries lourdes*	A
1215	*autres zones industrielles*	A
1216	*friches industrielles ou urbaines*	A
1221	*emprise des infrastructures ferroviaires et espaces associés*	A
1222	*route emprise des infrastructures routières et espaces associés*	A
1230	*zones portuaires*	A
1240	*aéroports*	A
1311	*extraction de matériaux a sec*	A
1312	*extraction de matériaux en eau*	A
1320	*décharges*	A
1330	*zones en mutations (chantiers)*	A
1331	*vacant urbain*	A
1411	*espaces verts urbains (squares et parcs)*	A
1412	*cimetières*	A
1421	*golfs*	A
1422	*hippodromes*	A
1423	*parcs de loisirs aménages hors zones urbaines*	A
1424	*autres équipements sportifs et de loisirs*	A
2111	*terres arables*	C
2112	*pépinières, maraichages, serres*	C
2113	*jardins familiaux*	A
2210	*vignobles*	C
2220	*vergers et petits fruits*	C
2311	*prairies*	P
2312	*prairies de fond de vallées*	P
2420	*systèmes culturaux et parcellaires complexes*	C

Nomenclature du MOS Picardie (suite)

Code	Libellé	Giec
3111	*boisements de feuillus*	F
3112	*boisements de feuillus de fond de vallée*	F
3113	*coupes rases en boisements de feuillus*	F
3121	*boisements de conifères*	F
3122	*coupes rases en boisements de conifères*	F
3123	*dunes boisées en pins*	F
3131	*boisements mixtes*	F
3132	*coupes rases en boisements mixtes*	F
3211	*pelouses et pâturages naturels*	P
3220	*landes et broussailles*	P
3222	*landes et broussailles sur dunes*	P
3241	*ourlets et prés-bois*	P
3242	*friches, terres agricoles en cours d'abandon et d'enfrichement*	P
3311	*plages*	O
3312	*dunes vives*	O
3313	*dunes a fourres*	P
3314	*dunes boisées*	P
3321	*roches nues*	O
4110	*marais intérieurs*	H
4120	*tourbières*	H
4211	*schorre (ou herbu)*	H
4212	*autres marais maritimes*	H
4230	*zones intertidales (ou estrans)*	H
5111	*canaux a grand gabarit*	H
5112	*fleuves et rivières*	H
5121	*plans d'eau artificiels de barrages*	H
5122	*plans d'eau issus de l'extraction de matériaux*	H
5123	*autres plans d'eau*	H
5220	*estuaires*	H
5230	*mers et océans*	H

Nomenclature du MOS Alsace

Code	Libelle	Giec
111	*Habitat continu (centre ancien, centre ville)*	A
1121	*Habitat collectif*	A
1122	*Habitat mixte*	A
1123	*Habitat individuel*	A
121	*Emprises scolaires et universitaires*	A
122	*Emprises hospitalières*	A
123	*Emprises culturelles et patrimoine*	A
124	*Cimetières*	A
125	*Autres espaces urbains spécialisés*	A
131	*Emprises industrielles*	A
1310	*Emprise réseau routier*	A
1312	*Emprises portuaires*	A
1313	*Exploitations agricoles*	A
13111	*Emprises aeroportuaires (Pistes)*	A
13112	*Emprises aeroportuaires (Batiments)*	A
13113	*Emprises aeroportuaires (Autres espaces)*	A
132	*Emprises commerciales et artisanales*	A
133	*Zones d'activités tertiaires*	A
134	*Emprises militaires*	A
1351	*Gravières et sablières (Batiments)*	A
1352	*Gravières et sablières (Zones d'exploitation)*	A
1361	*Carrières (Batiments)*	A
1362	*Carrières (Zones d'exploitation)*	A
1371	*Friches minières (Terrils et anciennes carrières)*	A
1372	*Friches minières (Batiments industriels et espaces associes)*	A
138	*Chantiers et remblais*	A
139	*Emprise réseau ferré*	A
1411	*Pelouses et zones arborées*	A
1412	*Jardins ouvriers*	A
142	*Golfs*	A
143	*Equipements sportifs et de loisirs*	A
151	*Friches industrielles*	A
152	*Autres espaces libres*	A
21	*Cultures annuelles*	C
221	*Vignes*	C
222	*Houblon*	C
2231	*Vergers traditionnels*	C
2232	*Vergers intensifs*	C
224	*Prairies*	P
225	*Bosquets et haies*	P
227	*Cultures spécifiques*	C
311	*Forêts de feuillus*	F
312	*Forêts de résineux*	F
313	*Forêts mixtes*	F
314	*Coupes à blanc et jeunes plantations*	F
315	*Ripisylves*	P
321	*Pelouses et paturages de montagne*	P
322	*Tourbières et marais*	H
323	*Landes*	P
324	*Fourrés, fructicées et ligneux*	P
33	*Roches nues*	O
411	*Cours d'eau principaux*	H
412	*Canaux principaux*	H
413	*Etangs et lacs*	H
414	*Bassins artificiels*	H

Nomenclature du MOS Nord-Pas-de-Calais

Libellé	IPCC
AEROPORTS, AERODROMES	A
AFFLEUREMENTS ROCHEUX, FALAISES	O
AUTRES EMPRISES PUBLIQUES	A
AXES FERROVIAIRES PRINCIPAUX ET ESPACES ASSOCIES	A
AXES ROUTIERS PRINCIPAUX ET ESPACES ASSOCIES	A
BROUSSAILLES SUR DUNES	O
CAMPINGS, CARAVANINGS	A
CARRIERES	A
CHANTIERS	A
CIMETIERES	A
CONIFERES SUR DUNES	F
COUPES FORESTIERES	F
COURS D'EAU ET VOIES D'EAU	H
CULTURES ANNUELLES	C
DECHARGES ET DEPOTS	A
DUNES BLANCHES	O
DUNES GRISES	O
EMPRISES COMMERCIALES	A
EMPRISES HOSPITALIERES	A
EMPRISES INDUSTRIELLES	A
EMPRISES SCOLAIRES ET/OU UNIVERSITAIRES	A
ESPACES EN FRICHE	A
ESPACES VERTS URBAINS ET PERIURBAINS	A
ESTUAIRES	H
FEUILLUS SUR DUNES	F
FORETS DE CONIFERES	F
FORETS DE FEUILLUS	F
FRICHES INDUSTRIELLES	A
GOLFS	A
HABITAT COLLECTIF HAUT	A
HABITAT ISOLE	A
HABITAT MINIER	A
HABITAT RESIDENTIEL	A
INFRASTRUCTURES PORTUAIRES	A
JARDINS OUVRIERS	C
MARAICHAGES, SERRES	C
MARAIS INTERIEURS	H
MARAIS MARITIMES	H
MER ET OCEAN	H
PELOUSES	A
PEUPLERAIES	F
PEUPLERAIES RECENTES	F
PLANS D'EAU	H
PRAIRIES : NATURELLES, PERMANENTES	P
REBOISEMENTS RECENTS	F
SABLE, PLAGES	O
STADES, EQUIPEMENTS SPORTIFS	A
SYSTEMES CULTURAUX ET PARCELLAIRES COMPLEXES	C
TERRILS	A
URBAIN CONTINU DENSE	A
VERGERS ET PETITS FRUITS	C
ZONES DE STOCKAGE	A

Nomenclature du MOS PACA

Code	Libellé	Giec
111	*Tissu urbain continu*	A
112	*Tissu urbain discontinu*	A
113	*Bâti diffus*	A
121	*Zones industrielles et commerciales*	A
122	*Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés*	A
123	*Zones portuaires*	A
124	*Aéroports*	A
131	*Extraction de matériaux*	A
132	*Décharges*	A
133	*Chantiers*	A
141	*Espaces verts urbains*	A
142	*Equipements sportifs et de loisirs*	A
211	*Serres*	C
212	*Terres arables autres que serres et rizières*	C
213	*Rizières*	C
214	*Zones à fortes densités de serres*	C
221	*Vignobles*	C
222	*Vergers et petits fruits*	C
223	*Oliveraies*	C
224	*Lavandins*	C
231	*Prairies*	P
241	*Cultures annuelles associées aux cultures permanentes*	C
242	*Systèmes culturaux et parcellaires complexes*	C
243	*Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants*	C
244	*Territoires agro-forestiers*	C
311	*Forêts de feuillus*	F
312	*Forêts de conifères*	F
313	*Forêts mélangées*	F
321	*Pelouses et pâturages naturels*	P
322	*Landes et broussailles*	P
323	*Végétation sclérophylle*	P
324	*Forêt et végétation arbustive en mutation*	F
331	*Plages, dunes et sable*	O
332	*Roches nues*	O
333	*Végétation clairsemée*	O
334	*Zones incendiées*	F
335	*Glaciers et neiges éternelles*	O
400	*Zones humides indifférenciées*	H
411	*Marais intérieurs*	H
412	*Tourbières*	H
421	*Marais maritimes*	H
422	*Marais salants*	H
423	*Zones intertidales*	H
511	*Cours et voies d'eau*	H
512	*Plans d'eau*	H
521	*Lagunes littorales*	H
522	*Estuaires*	H
523	*Mers et océans*	H

Nomenclature du MOS Languedoc-Roussillon

Code	Libellé	Giec
111	*Tissu urbain continu*	A
112	*Tissu urbain discontinu*	A
113	*Bati diffus*	A
121	*Zones industrielles ou commerciales*	A
122	*Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés*	A
123	*Zones portuaires*	A
124	*Aéroports*	A
131	*Extraction de matériaux*	A
133	*Chantiers*	A
141	*Espaces verts urbains*	A
142	*Equipements sportifs et de loisirs*	A
212	*Terres arables hors périmÞtres d'irrigation*	C
214	*Zones à forte densité de serres*	C
221	*Vignobles*	C
222	*Vergers et petits fruits*	C
231	*Prairies*	P
242	*Systèmes culturaux et parcellaires complexes*	C
243	*Territoires principalement occupés par l'agriculture avec présence de végétation naturelle*	C
311	*Forêts de feuillus*	F
312	*Forêts de conifÞres*	F
313	*Forêts mélangées*	F
321	*Pelouses et pâturages naturels*	P
322	*Landes subalpines*	P
323	*Maquis et garrigues*	P
324	*Forêt et végétation arbustive en mutation*	F
325	*Landes*	P
331	*Plages, dunes, sable*	O
332	*Roches nues*	O
333	*Végétation clairsemée*	P
400	*Zones humides indifférenciées*	H
421	*Marais maritimes*	H
422	*Marais salants*	H
511	*Cours et voies d'eau*	H
512	*Plans d'eau*	H
521	*Lagunes littorales*	H
523	*Mers et océans*	H
213	*Rizières*	H
223	*Oliveraies*	C
241	*Cultures annuelles associées aux cultures permanentes*	C
411	*Marais intérieurs et tourbières*	H
311	*Forêts de feuillus*	F
244	*Territoires agroforestiers*	C

Communications

Robert, C. 2014b. *Comprendre les changements d'utilisation des terres en France pour mieux estimer leurs impacts sur les émissions de gaz à effet de serre*. De l'observation à la modélisation. Poster présenté lors du Congrès 2014 des doctorants de l'Ademe, 3-5 février 2014, Angers.

Robert, C. (2015) *Les mesures de pollution sont-elles fiables ?* France Culture, « Radio Thésards ». Entretien radiophonique avec David Christoffel, 1/06/2015. 19mn.
URL: https://www.franceculture.fr/conferences/factory/radio-thesards/les-mesures-de-pollution-sont-elles-fiables.

De Cara S., Robert, C., Mathias E. et Chakir R.. (non publié). *Impacts du secteur des terres sur les émissions de gaz à effet de serre en France*, La Revue Foncière.

Robert, C. (2014). *De l'observation de terrain à la donnée statistique : entre perception, interprétation et production d'information*. Présentation à l'occasion des Doctoriales du Ladyss, 20/10/2014, Paris.

Robert, C. (2016). *Le lien récent entre politique climat et politique de l'occupation du sol : quelles incertitudes scientifiques ? Limites des données sur les changements d'occupation du sol et leur effet sur les flux de gaz à effet de serre*. Audition à l'Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques auprès de Roland Courteau, Président du Conseil Supérieur de l'Energie et Vice-Président de l'OPECS et Sénateur de l'Aude, dans le cadre de la préparation d'un rapport sur le stockage de carbone dans les sols, dans l'optique de promouvoir l'initiative « 4 pour 1000 ». 16/06/2016, Sénat, Paris.

Robert, C. Cohen, M. Paegelow, M. Delbart, N., Mathias, E., Dugueyperoux, F. (en cours). *Assessing the effect of interval duration on land-cover change estimation*, Int. Journal of Geo. Inf. Science, soumission prévue en 2017.

Robert, C. (2016) *Comprendre les changements d'utilisation des terres en France pour mieux estimer leurs impacts sur les émissions de gaz à effet de serre*. Poster présenté à l'occasion du Colloque « Espaces Ruraux et changements climatiques. Agriculture, Forêt, Elevage et Sols. Séminaire conjoint des programmes REACCTIF et BGF » de l'Ademe, 29 mars 2016, Paris.