



HAL
open science

La succession végétale post-agricole : approche par les services écosystémiques et les perceptions des acteurs dans un territoire entre Chaîne des Puys et plaine de la Limagne

Magali Weissgerber

► To cite this version:

Magali Weissgerber. La succession végétale post-agricole : approche par les services écosystémiques et les perceptions des acteurs dans un territoire entre Chaîne des Puys et plaine de la Limagne. Géographie. Université Clermont Auvergne, 2023. Français. NNT : 2023UCFA0003 . tel-04091816

HAL Id: tel-04091816

<https://theses.hal.science/tel-04091816>

Submitted on 9 May 2023

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.



Université Clermont Auvergne – Clermont-Ferrand

École doctorale Lettres, Langues, Sciences Humaines et Sociales

UCA GEOLAB UMR 6042 CNRS

Laboratoire de Géographie Physique et Environnementale

Thèse présentée en vue de l'obtention de grade de
Docteur de l'Université Clermont Auvergne

**La succession végétale post-agricole : approche par les services
écosystémiques et les perceptions des acteurs dans un territoire entre
Chaîne des Puys et plaine de la Limagne**

Magali Weissgerber

Sous la direction de Anne Bonis et Laine Chanteloup

Soutenue publiquement le 5 janvier 2023

Laurent RIEUTORT	Professeur, Université Clermont Auvergne, Territoires, Clermont-Ferrand, France (président du jury)
Raphaël MATHEVET	Directeur de Recherche, CNRS, CEFE, Montpellier, France (rapporteur)
Johan OSZWALD	Professeur, Université Rennes 2, LETG, Rennes, France (rapporteur)
Cécile BARNAUD	Chargée de recherche INRAe, Dynafor, Toulouse, France (examinatrice)
Anne BONIS	Chargée de recherche, CNRS, GEOLAB, Clermont-Ferrand, France (directrice de thèse)
Laine CHANTELOUP	Professeure assistante, Université de Lausanne, IGD-CIRM, Sion, Suisse (co-directrice de thèse) Membre associée, Université de Limoges, CNRS, GEOLAB, UMR 6042, Limoges, France

« Au travail donc, ô cultivateurs ! apprenez les procédés de cultures propres à chaque espèce ; adoucissez, en les cultivant, les fruits sauvages ; que vos terres ne restent pas en friche. Il y a plaisir à planter Bacchus sur l'Ismare et à vêtir d'oliviers le grand Taburne.

(...)

Telle encore cette terre, d'où le laboureur irrité a fait disparaître une forêt, abattant des bocages longtemps inutiles et arrachant jusqu'au bout de leurs racines les antiques demeures de oiseaux : eux ont abandonné leurs nids pour fuir dans les airs, mais la plaine inculte a brillé sous le soc de la charrue. »

Virgile,
Les géorgiques, livre II, 35-38 et 207-210,
26-29 avant notre ère
(Flammarion, GF, 1967, traduction Maurice Rat)

Cette thèse a été financée par le CPER Auvergne-Rhône-Alpes ATTRIHUM.
Elle s'est déroulée entre octobre 2018 et novembre 2022, au sein de l'UMR 6042 CNRS UCA.

Citation :

Weissgerber, Magali (2023). *La succession végétale post-agricole : approche par les services écosystémiques et les perceptions des acteurs dans un territoire entre Chaîne des Puy et plaine de la Limagne*. Thèse de l'Université Clermont Auvergne. 226 pages.

Remerciements

Je remercie les chercheurs et chercheuses qui ont accepté d'évaluer ma thèse et de rejoindre mon jury : Laurent Rieutort, Raphaël Mathevet, Johan Oszwald et Cécile Barnaud.

Je remercie mes directrices de thèse, Anne Bonis et Laine Chanteloup.

Je remercie tous ceux et celles qui ont apporté leur aide à mon travail de thèse à GEOLAB : Olivier Voltaire, Johannes Steiger ainsi qu'Alexandre Poiraud pour ses précieux conseils en cartographie, et en dehors : Jérôme Poulenard ainsi que Camille Roux pour le partage de ses connaissances sur la zone d'étude. Je remercie Grégory Loucougaray, Pascal Marty et Pascal Carrère pour leur retour lors des comités de thèse.

Je remercie les stagiaires sans lequel·les ce travail de recherche n'aurait pu être réalisé. Amélie qui a mené avec moi les entretiens ; Luna et Simon qui ont mesuré et creusé avec moi sur le terrain sous le soleil et la pluie ; Loan et Quentin qui ont participé à la cartographie et Hugo qui a conduit un travail de qualité pour finaliser ces cartes.

Je remercie les jeunes chercheurs de GEOLAB : Adrien, Loïc, Lucas, Julie V., Anaïs A., Géraud, Lory-Anne, Cian et Anaïs T. ainsi que l'équipe Julie C., Benjamin et Antoine. Merci de m'avoir entourée et conseillée dans mon travail de recherche. Merci bien sûr à Arthur, jumeau de thèse, pour avoir partagé toutes ces étapes avec moi. Vous avez créé un environnement bienveillant et joyeux, rempli d'intenses discussions et d'amitié et je vous en serai toujours redevable.

Je remercie les jeunes chercheurs de la Maison des Sciences de l'Homme de Clermont-Ferrand : María, Elissar, Ailton, ainsi que Thomas pour les discussions de géographes, Quentin pour m'avoir invitée à Doct'Auvergne et Rafik pour son amitié.

Je remercie ceux et celles que Doct'Auvergne m'a fait rencontrer Florian, Alix, Barbara, Pauline D. Merci à Maeva pour son soutien, son regard d'agronome et de chercheuse interdisciplinaire. Merci à Pauline B. pour avoir été ma coéquipière et ma co-musicienne. Merci à la Confédération des Jeunes Chercheurs et à Eurodoc pour l'ouverture qu'ils m'ont apporté et pour porter notre activisme.

Je remercie les ami·es que Clermont-Ferrand m'a fait connaître : Arthur, Guillaume et Lauriane. Merci à Diane pour son regard sur la recherche et sa sagesse. Merci à Jennifer pour m'avoir fait prendre du recul et pour la gastronomie.

Je remercie toutes les artistes, musicien·nes, podcasteur·ses et journalistes radio d'Europe et d'ailleurs qui m'ont accompagnée et gardée active durant ces longues heures sur la paillasse, sur Qgis, et durant toutes ces semaines d'analyse et de rédaction. Merci à Radio France et à la BBC.

Je remercie chaleureusement ceux et celles qui m'entourent depuis de nombreuses années et qui ont marché avec moi le long de ce chemin de thèse, en particulier (mais pas que) : Léna, Miléna, Clémentine, Carole, Lou, Sophia, Adrien, Paul et Camille.

Merci à mes parents et à Jacques mon grand frère pour être toujours là pour moi. Merci pour votre soutien et votre patience. Merci pour la relecture.

Enfin, je voudrais tout particulièrement remercier Aurore, Cristina et ma grande sœur Flora. Vous m'avez écoutée, remise en question, guidée, relue, commentée et soutenue. Je ne serais pas allé bien loin sans vous.

Table des matières

<u>LISTE DES TRAVAUX</u>	<u>9</u>
<u>LISTE DES ABREVIATIONS</u>	<u>11</u>
<u>PREAMBULE</u>	<u>13</u>
<u>INTRODUCTION GENERALE</u>	<u>15</u>
1. Les changements d’occupation des sols et la biodiversité.....	15
2. L’abandon agricole suivi d’une succession végétale : leurs conséquences sur la biodiversité.....	16
2.1. Le processus étudié : la succession végétale faisant suite à l’abandon agricole	16
2.2. Conséquences de l’abandon et de la succession végétale sur la biodiversité.....	19
3. Un cadre conceptuel basé sur les services et disservices écosystémiques	21
3.1. Définition et classification des services et disservices écosystémiques.....	21
3.2. Faire l’évaluation des (dis)services écosystémiques et de leur lien à la biodiversité : approches écologiques et sociales	24
4. Problématisation : les liens entre abandon agricole, succession végétale et (dis)services écosystémiques.....	27
4.1. Une pluralité de questions et de démarches : analyse de la littérature	27
4.2. Les effets de la succession post-abandon sur les services écosystémiques : une approche écologique focalisée sur trois services.....	30
4.3. Les perceptions et la gestion de la succession post-abandon étudiées par une approche sociale des (dis)service écosystémiques.....	32
4.4. Questions et objectifs de la thèse	34
<u>PARTIE 1 - LA ZONE D’ETUDE ET SON EVOLUTION AU XXE ET XXIE SIECLE</u>	<u>37</u>
<u>CHAPITRE 1 - UNE ZONE D’ETUDE ENTRE LIMAGNE ET CHAINE DES PUY MARQUEE PAR DES CHANGEMENTS DEMOGRAPHIQUES ET AGRICOLES AU XXE SIECLE</u>	<u>39</u>
1. Contexte géologique et climatique d’une zone entre plaine et massif.....	39
1.1. Un relief caractéristique des pays coupés.....	39
1.2. Un climat marqué par un effet foehn.....	41
1.3. Différents pédopaysages du plateau à la plaine.....	41
2. Une zone d’étude dans la communauté de commune Mond’Arverne au centre du Puy-de-Dôme.....	43
3. La zone a connu d’importantes évolutions socio-démographiques dans son histoire récente	45
4. Une histoire agricole marquée par le déclin de certaines cultures.....	48
4.1. Des activités agricoles historiques diversifiées	48
4.2. La situation agricole actuelle : grandes cultures et élevage	48
5. Conclusion	49
<u>CHAPITRE 2 - ÉVOLUTION DE L’OCCUPATION DU SOL DANS LA ZONE D’ETUDE ENTRE 1946 ET 2019.....</u>	<u>51</u>
1. Cartographier les changements d’occupation des sols : questionnements et hypothèses..	51
2. Méthode de cartographie	53
2.1. Orthophotographies historiques	53
2.2. Données d’occupation des sols existantes.....	54
2.3. Choix et définition des catégories d’occupation du sol.....	54

2.4.	Digitalisation	56
2.5.	Comparaison des cartes	57
3.	Résultats de la cartographie de l'occupation des sols.....	57
3.1.	L'abandon et l'expansion forestière : un phénomène d'ampleur	57
3.2.	La localisation de l'abandon sur les pentes et en continuité avec les zones déjà boisées	61
3.3.	Les autres changements d'occupation du sol : intensification et urbanisation.....	63
4.	Discussion des résultats	64
4.1.	Un lien fort entre changement d'occupation des sols et la démographie.....	65
4.2.	La forêt s'étend et l'agriculture se concentre dans les zones propices.....	65
4.3.	La zone connaît un phénomène de périurbanisation	66
5.	Conclusion	67

PARTIE 2 - APPROCHE ECOLOGIQUE : MESURES DE TROIS SERVICES ECOSYSTEMIQUES DANS DES CONDITIONS DE SUCCESSION VEGETALE POST-ABANDON **69**

CHAPITRE 3 - UN ECHANTILLONNAGE BASE SUR DIFFERENTS STADES DE SUCCESSION **71**

1.	La sélection des parcelles d'étude pour échantillonner plusieurs stades de succession successifs	71
1.1.	Une présélection de parcelles d'études par photos aériennes.....	71
1.2.	La sélection des parcelles d'étude et la détermination de leur stade de succession via des visites de terrain	72
1.3.	Des placettes définies dans chaque parcelle pour effectuer les relevés de végétation et des mesures de proxys de services et de conditions environnementales	75
2.	La composition végétale et la stratification des stades de succession échantillonnés	78
2.1.	La structure verticale de la végétation selon le stade	78
2.2.	La composition et la diversité des communautés végétales selon les stades	80
3.	Conclusion	82

CHAPITRE 4 - MESURES DES EFFETS DE L'ABANDON ET DE LA DYNAMIQUE SUCCESSIONNELLE POST-ABANDON SUR LA QUALITE DU SOL, LE STOCK DE CARBONE ET LA LIMITATION DE L'EROSION **83**

1.	Introduction.....	83
2.	Quelles variations post abandon de la qualité du sol ?.....	84
2.1.	Revue de la littérature et hypothèses relatives aux changements de qualité du sol attendus après abandon agricole	85
2.2.	Méthodes de mesures des critères de qualité du sol étudiés.....	92
2.3.	Résultats : mesures de paramètres de qualité du sol dans des parcelles de différents stades successionnels.....	95
2.4.	Discussion	101
3.	Quelles variations post abandon du stock de carbone ?	103
3.1.	Revue de la littérature et hypothèses sur les variations du stock de carbone avec l'abandon et la succession végétale	104
3.2.	Méthodes de mesures du stock de carbone	105
3.3.	Résultats : variation des quantités de carbone entre les différents stades de succession post-agricole	108
3.4.	Discussion : le stock de carbone aérien augmente, le stock de carbone du sol est constant.....	110
4.	Quelles variations de la limitation de l'érosion avec la succession post abandon ?.....	111
4.1.	Revue de la littérature et hypothèses des variations de l'érodabilité et du recouvrement stratifié avec la succession post-agricole	112
4.2.	Méthodes	112

4.3.	Résultats : variations de l'érodabilité et du recouvrement stratifié avec les stades de succession post-agricole	114
4.4.	Discussion	115
5.	Conclusion	116

PARTIE 3 – APPROCHE SOCIALE : SERVICES ECOSYSTEMIQUES ET PERCEPTIONS DE L'ABANDON ET DE LA DYNAMIQUE SUCCESSIONNELLE..... 121

CHAPITRE 5 - PERCEPTIONS OF VEGETATION SUCCESSION FOLLOWING AGRICULTURAL ABANDONMENT IN THE MASSIF CENTRAL REGION (FRANCE) . 123

1.	Introduction.....	123
2.	Materials and methods	124
2.1.	Study zone	124
2.2.	Semi-structured interviews.....	125
3.	Results.....	126
3.1.	Talking about old fields: vocabulary and reality mismatch	126
3.2.	Service, disservices and the succession stages delivering them.....	128
3.3.	Differences between stakeholder groups regarding old fields perceptions.....	131
3.4.	Beyond stakeholder groups and wording: other factors structuring the discourse and explaining perceptions	132
4.	Discussion	134
4.1.	Abandonment is a major LULC change but vegetation stages are hardly distinguished.....	134
4.2.	Old fields are perceived as benefits and nuisance provider depending on stakeholder groups	135
4.3.	Naturalness as a key concept to understand old fields perception	136
4.4.	Old fields perception is related to other dynamics in the study area.....	136
5.	Conclusion	137

CHAPITRE 6 – SERVICES, DISSERVICES ET GESTION DES STADES DE SUCCESSION SELON LES HABITANTS : RESULTATS PRELIMINAIRES..... 141

1.	La perception et la gestion des stades de succession par les habitants : questions et hypothèses	141
1.2.	Est-ce que l'augmentation des milieux boisés changent la perception du paysage ?.....	141
1.3.	Y a-t-il consensus sur les SE et DSE que rendent les stades de succession ?	142
1.4.	Quel devenir des 'friches' est préféré ?	142
1.5.	Quels habitants sont en faveur ou en défaveur de la non-gestion ?	143
2.	Méthode	143
2.1.	Diffusion du questionnaire	143
2.2.	Contenu du questionnaire.....	143
2.3.	Analyse des données	145
3.	Résultats du questionnaire.....	145
3.1.	Le profil des répondants	145
3.2.	Les milieux boisés dans le paysage : beauté, typicité et activités économiques	146
3.3.	Les SE, les DSE et l'état de la biodiversité dans les différents stades de succession	148
3.4.	Positions des répondants quant au devenir des friches.....	152
3.5.	Certains répondants en faveur de laisser les écosystèmes sans intervention	152
4.	Discussion des résultats	155
4.1.	Les paysages plus boisés ne sont pas jugés moins beaux ou typiques	155
4.2.	Des dissensus quant aux SE et DSE que rendent les stades de succession	155
4.3.	Le devenir des friches : préférence pour la gestion et rejet de la construction	156
4.4.	L'évolution des écosystèmes sans intervention : l'âge et la CSP ont plus d'influence que les activités pratiquées	157
5.	Conclusion	157

DISCUSSION GENERALE.....	161
1. Appréhender l'abandon agricole et les effets de la dynamique végétale sur les SE et DSE : apport de la recherche	161
2. Perception de l'ampleur des changements d'occupation des sols	163
3. Mise en regard des approches écologique et sociale de l'évaluation des SE....	163
4. Le lien entre biodiversité, SE, DSE et humains	166
5. Des acteurs et des habitant bénéficiaires des SE et DSE dans un territoire qui a changé	166
6. Plusieurs options de gestion des espaces abandonnés envisagées dans le territoire.....	167
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	171
BIBLIOGRAPHIE.....	175
ANNEXES.....	193
ABSTRACT	225
RESUME.....	226

Liste des travaux

Communications scientifiques

Articles dans des revues à comité de lecture

Soumis

- Weissgerber M., Chanteloup L., & Bonis A. Perception of vegetation succession following agricultural abandonment in the Massif Central region (France), *Landscape and Urban Planning* (re-soumission après major revisions 12/12/22)

Publications avant thèse

- Weissgerber, M., Roturier, S., Julliard, R., & Guillet, F. (2019). Biodiversity offsetting: Certainty of the net loss but uncertainty of the net gain. *Biological Conservation*, 237, 200-208.
- Weissgerber, M., Jaunatre, R., Dommange, F., Jacob, F., Huyghe, G., & Evette, A. (2019). Seeding Dynamics from a Local Seed Mixture on a Bioengineered Riverbank Protection Structure. *Environmental Management*, 1-12.

Communications à des manifestations nationales et internationales

Communications avec acte

Communications orales

- Weissgerber M., Chanteloup L., Bonis A., *Land-use and cover changes in the Massif Central region of France. Extent of afforestation and its consequences on ecosystems*, Congress of the International Geographic Union (Paris, 21 jul 2022)
- Weissgerber M., Chanteloup L., Bonis A., *Ecosystem services and land use changes: a case study of forest expansion in a peri-urban area*, Ecosystem Services Partnership conference Europe 2021 (Tartu, Estonia, 09 Jun 2021)
- Weissgerber M., Chanteloup L., Bonis A., *Dynamique de biodiversité et de services écosystémiques : quelles évolutions liées au changement d'usage des sols ?*, doctorales de l'Association de Science Régionale de Langue Française (Poitiers 25 fev 2021, « Réinventer les territoires ? »)

Poster

- Weissgerber M., Chanteloup L., Bonis A., *Perception of vegetation succession following agricultural abandonment determined by stakeholders' expertise and landscape context*, Ecology Across Borders 2021 (joint conference BES-SFE, Liverpool, UK, 12-15 dec 2021)

Communication sans actes

Communications orales

- Weissgerber M., *Quand la dynamique végétale succède à l'agriculture : approche par les services écosystémiques et les perceptions des acteurs*, Journée BIOECO (CERDI, Clermont-Ferrand, 17 février 2022)
- Weissgerber M., *Enfrichement dans un territoire Puydômois : effets sur la végétation et les sols*, Journée équipe Dynamiques Géoenvironnementales Actuelles, (GEOLAB, Clermont-Ferrand, 2 février 2022)
- Weissgerber M., Chanteloup L., Bonis A., *Biodiversité, services écosystémiques et enfrichement : préciser les attendus des acteurs d'un territoire à vocation multifonctionnelle*, Journée de la Fédération des recherches en Environnements (Clermont-Ferrand, 24 nov 2021)
- Weissgerber M., *Un territoire qui s'enrichit : modification des écosystèmes de moyenne montagne et perceptions des acteurs*, Séminaire de l'équipe Marges de l'Institut Géographie et Durabilité (Unil) (Sion, Suisse, 23 nov 2021)
- Allard B., Chai-Allah A., Crabot J., Foin G., Luna D., Pouget C., Tardif A., & Weissgerber M., *IPBES : the global assessment report on biodiversity and ecosystem services*, Séminaire Eco-Evo (INRAe Clermont-Ferrand, 18 Juin 2021)

- Weissgerber M., *Dynamique de biodiversité et de services écosystémiques : quelles évolutions dans un territoire péri-urbain depuis 70 ans ?*, Journée BIOECO (CERDI, Clermont-Ferrand, 21 janvier 2021)
- Weissgerber M., *Services écosystémiques et (bio)diversité : quelles dynamiques dans le cadre des évolutions d'un territoire rural et péri-urbain ?*, Journée équipe Dynamiques Géoenvironnementales Actuelles, (GEOLAB, Clermont-Ferrand, 12 octobre 2020)
- Weissgerber M., Chanteloup L., Bonis A., *La demande en services écosystémiques de la part des acteurs d'un territoire intercommunal : quels contrastes et déterminants selon les acteurs et quels liens avec la biodiversité ?*, Workshop « Modélisation socio-écologique des systèmes bioéconomiques » (INRAe Clermont-Ferrand, 06 nov 2019)

Encadrement d'étudiants

Encadrement

Stagiaire niveau M1

- Hugo Allègre (10/05/21 – 06/07/21), Évolution de l'occupation du sol en Auvergne de 1946 – 2019, Master Gestion de l'environnement 1ère année, Université Clermont Auvergne, Clermont-Ferrand, France
- Quentin Arnault (11/05/20 – 10/07/20), Évolution de l'occupation du sol de la communauté de commune Mond'Arverne 1946 – 2016, Master Gestion de l'environnement 1ère année, Université Clermont Auvergne, Clermont-Ferrand, France
- Loan Ferreira (11/05/20 – 10/07/20), Évolution de l'occupation du sol de la communauté de commune Mond'Arverne 1946 – 2016, Master Gestion de l'environnement 1ère année, Université Clermont Auvergne, Clermont-Ferrand, France

Co-encadrement

Stagiaire niveau L3

- Simon Faure (29/06/20 – 30/09/20), Effets de l'enfrichement sur la biodiversité et les services écosystémiques : une analyse multicritère dans un territoire rural à péri-urbain, Stage de 1^{ère} année ingénieur, ISARA, Lyon, France

Stagiaire niveau M2

- Luna Chambaud (01/04/20 – 30/09/20), Caractériser les stades d'enfrichement d'anciennes parcelles agricoles et évaluer leurs effets sur la biodiversité et la production de services écosystémiques dans un territoire rural à péri-urbain, Mémoire de fin d'étude, Vet Agro Sup, Lempdes, France
- Amélie Menet (05/03/19 – 26/07/19), Biodiversité et services écosystémiques : préciser les attendus des acteurs dans un territoire à vocation multifonctionnelle, Mémoire de fin d'étude, Université Grenoble Alpes, Grenoble, France

Enseignements (pour un total de 90.75h equTD)

- Questions et enjeux environnementaux, Licence 2 Géographie, Université Clermont Auvergne. 2019-2020 : 4h CM et 3h TD ; 2020-2021 : 4h CM et 4h TD ; 2021-2022 : 3h CM et 3h TD
- Gestion environnementale, Licence 2 Géographie, Université Clermont Auvergne. 2019-2020 : 3h CM et 3h TD ; 2020-2021 : 4h CM et 4h TD
- Écologie du paysage et biodiversité, Master 1 Géographie et Master 1 Biologie, Université Clermont Auvergne. 2018-2019 : 1h30 CM et 3h TD ; 2019-2020 : 3h CM et 3h TD ; 2020-2021 : 3h CM et 3h TD ; 2021-2022 : 3h CM et 3h TD
- Encadrement de projets étudiants, Master 1, Géographie, Université Clermont Auvergne. 2019-2020 : 5h TD ; 2020-2021 : 5h TD
- Trajectoire environnementale, Master 2 Géographie, Université Clermont Auvergne. 2019-2020 : 3h CM ; 2020-2021 : 3h CM

Liste des abréviations

CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CRAIG	Centre Régional Auvergne-Rhône-Alpes de l'Information Géographique
CSP	Catégorie Socio-Professionnelle
DBH	Diameter at Breast Height
DSE	Disservice écosystémique (EDS en anglais)
Efese	Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques
FAO	Food and Agriculture Organization
IGN	Institut national de l'information géographique et forestière
IPBES	Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques
LULC	Land-use and land-cover
MEA	Millenium Ecosystem Assessment
MO	Matière organique
ONF	Office National des Forêts
PAC	Politique Agricole Commune
RPG	Registre Parcellaire Graphique
SE	Service écosystémique (ES en anglais)
SOC	Soil Organic Carbon
SOM	Soil Organic Matter
UCS	Unités Cartographiques de Sols

Préambule

En arrivant de Clermont-Ferrand, par le nord, on traverse le sud de la Limagne au milieu des champs de céréales. Sur la gauche, d'abord le Puy de Monton, plus loin celui de Corent, et au fond les méandres de l'Allier ; sur la droite, le plateau de Gergovie. On part vers le plein ouest en remontant la vallée de Veyre et de la Monne bordée par la montagne de la Serre et le puy de Peyronère. Nous sommes dans les 'pays coupés', issus de l'histoire volcanique de la région. Le fond de vallée est occupé par les villages et lorsqu'on entame l'ascension des coteaux on longe des champs, des vergers, des prairies, et une multitude de parcelles ayant perdu leur vocation agricole sur lesquelles poussent chèvrefeuilles, ronces, pruniers et aubépines ; en montant un peu plus on trouve des arbres plus grands, frênes, robiniers, et chênes, érables, hêtres, sapins. Lorsqu'on atteint le haut de la pente et qu'on regarde vers l'ouest, sur la droite se dessine la Chaîne des puys, et au loin sur la gauche les formes massives des Monts Dore.

C'est ce territoire entre plaine de la Limagne et Chaîne des puys qui a été choisi comme terrain d'étude pour cette thèse. Elle s'insère dans le projet BIOECO (2017-2022) porté par le CERDI¹ et GEOLAB² et financé par le CPER Auvergne-Rhône-Alpes ATTRIHUM³. Ce projet pluridisciplinaire a pour toile de fond « *l'analyse de l'efficacité des outils économiques pour la préservation de la biodiversité (...), des habitats naturels {et des services rendus aux sociétés}* ». Il est divisé en deux axes de recherches, l'un en économie théorique et l'autre en sciences de l'environnement. Ce dernier est à l'origine de cette thèse qui vise à contribuer au projet en croisant écologie et géographie pour identifier dans une zone d'étude de la région : les services écosystémiques rendus et attendus, la façon dont ils sont définis et comment les mesurer, les composants de la biodiversité qui déterminent les attendus et le niveau des processus fonctionnels, enfin les conditions permettant d'obtenir ces services en termes de gestion par des acteurs socio-économiques.

Ce territoire a été choisi car il est situé en Auvergne et, se trouvant à la jonction de plusieurs systèmes (Limagne, massifs, métropole), il est à même de présenter une pluralité d'écosystèmes et une diversité d'acteurs socio-économiques et d'habitants. Il offre ainsi la possibilité, en précisant le sujet de recherche, de faire émerger des problématiques liées à la biodiversité et aux services « *rendus et attendus* ».

En cherchant à faire dialoguer l'écologie et la géographie cette thèse se situe dans l'interdisciplinarité. Une telle approche aspire à enrichir la démarche de recherche mais présente aussi des difficultés. En réunissant des communautés scientifiques différentes, elle s'appuie sur un socle commun réduit tout en réunissant des exigences différentes, voire contradictoires. Chacune des disciplines a ses traditions, sa littérature, ses méthodes, ses langues : leur appréhension et leur mise en application requiert un investissement redoublé. Ces circonstances expliquent en partie la présence dans cette thèse d'un chapitre constitué de résultats préliminaires et d'un chapitre rédigé en anglais qui pourront surprendre les lecteurs et lectrices.

Le laboratoire de géographie physique et environnementale qui accueille cette thèse, puisqu'il rassemble des spécialités différentes (géomorphologie, géographie humaine, paléoenvironnement, écologie), m'a aidé à pratiquer au mieux l'interdisciplinarité et à la rendre enrichissante. Mon engagement pour les jeunes chercheurs et chercheuses de tous domaines au travers d'associations

¹ Centre d'Etudes et de Recherches sur le Développement International

² Laboratoire de Géographie Physique et Environnementale

³ Contrats de plan État-Région défi « ATTRactivité, Innovation, Humanités, nUMérique » (ATTRIHUM)

locale, nationale et européenne⁴ m'a également montré l'apport des échanges entre disciplines. Discuter des sujets, des théories et des habitudes de chacune est à la fois source d'inspiration et de remise en question.

De telles approches interdisciplinaires apparaissent indispensables aujourd'hui pour faire face aux changements globaux. A titre d'exemple un rapport de la Commission Européenne indique en 2021 que pour répondre « *aux défis sociétaux comme ceux mis en avant par les objectifs de développement durable de l'ONU (...) une recherche internationale, interdisciplinaire et intersectorielle {est nécessaire} compte tenu de la nature complexe et multi-facettes de ces défis* »⁵.

Inscrite dans une approche interdisciplinaire de la préservation de la biodiversité, des habitats naturels et des services rendus aux sociétés, cette thèse est donc centrée sur le lien entre l'état de la biodiversité, les services écosystémiques et leurs bénéficiaires. Cependant il a fallu réduire et préciser ce vaste mandat. La focalisation sur ce territoire auvergnat m'a amenée à prendre comme point de départ les changements d'occupation des sols. En effet ceux-ci impliquent des modifications de la gestion anthropique des écosystèmes et des changements de biodiversité dont les effets sur les services écosystémiques restent à documenter. Un changement est ressorti comme majeur et controversé dans le territoire d'étude : l'abandon agricole suivi de succession végétale et du développement de friches et de forêts.

Dans la littérature, l'arrêt d'activités agricoles peut être présenté comme inquiétant, un signe de déclin d'une région, un « sérieux problème » (Walther, 1986) qui a des conséquences négatives sur la biodiversité (Nilsson et al., 2013), sur l'hydrologie par une diminution du débit des rivières (López-Moreno et al., 2011) et sur les sols (Arbelo et al., 2006). D'un autre côté, l'arrêt des activités agricoles peut être présenté comme une opportunité car ce changement d'occupations des sols permet une restauration des écosystèmes et leur réparation suite à des modifications délétères par l'activité agricole (Cramer & Hobbs, 2007; Schnitzler, 2014; Piché & Kelting, 2015). Les mots qui ouvrent ce manuscrit par lesquels Virgile enjoint à ne pas laisser les terres en friches et à rendre utile la plaine en la labourant montrent que cette discussion s'inscrit dans une longue histoire de la relation des humains à leur terre.

Ce travail de thèse cherche à préciser les effets de l'abandon agricole et du développement de la végétation qui lui fait suite sur le bien-être humain. En particulier, j'ai examiné les différents stades de succession aussi bien vis-à-vis de leur capacité à fournir des services écosystémiques que des préférences socio-culturelles et des perceptions les concernant. Cette thèse s'articule en 3 parties succédant à une introduction générale et suivie d'une discussion.

⁴ L'Association des jeunes chercheurs et chercheuses d'Auvergne (Doct'Auvergne), la Confédération des jeunes chercheurs (CJC), et le European Council of Doctoral Candidates and Junior Researchers (Eurodoc)

⁵ CSES Centre for Strategy & Evaluation Services, Directorate-General for Research and Innovation (European Commission), Vandeveld, K., Biglia, C., Rampton, J., O'Carroll, C., 2021. Taking stock, evaluating the achievements and identifying the way forward for the ERA priority 3 policy measures: final report. Publications Office of the European Union, LU. p.49

Introduction générale

1. Les changements d'occupation des sols et la biodiversité

Les changements d'occupation des sols comprennent les changements de végétation (naturelle, semi-naturelle) (*land cover*, recouvrement) et d'utilisation (*land use*) ; l'utilisation des terres signifiant « *qu'il y a une dimension humaine ou un objectif d'exploitation de la terre* » (FAO, 2013). Par exemple, la forêt tropicale amazonienne coupée pour être pâturée (Díaz-Gallegos et al., 2010), des zones humides détruites pour être urbanisées (Ekumah et al., 2020), des forêts modifiées par des incendies (Lavoie & Sirois, 1998) sont des changements d'occupation des sols. Ils sont aussi bien générés par des phénomènes anthropiques (par exemple les pratiques agricoles), que non-anthropiques (par exemple les tempêtes, la dynamique fluviale).

Bien qu'ayant lieu constamment au cours du temps, l'intensité et l'étendue des changements d'utilisation des sols se sont modifiées au cours du siècle dernier (McNeill, 2001). Ils sont l'une des composantes principales des changements globaux que l'on peut définir comme la modification profonde par les humains de l'environnement (atmosphère et climat, océans, terres, diversité biologique, cycle de l'eau et cycle biogéochimiques) (Pronk, 2002). Les changements globaux, dont les changements d'occupation des sols, ont donc des effets sur l'environnement et par conséquent sur les humains (Pronk, 2002; IPBES, 2019; IPCC, 2022).

En pratique les changements d'occupation des sols sont appréhendés via des catégories d'occupation du sol (par exemple : forêts, prairie, zones urbaines). Leur définition et leur précision dépendent des changements étudiés.

Comprendre les dynamiques d'occupations des sols passe par la caractérisation de leur ampleur, leur localisation, leurs causes et leurs conséquences. Cette connaissance est nécessaire pour développer des politiques durables d'aménagement du territoire qui permettent un équilibre entre le bien-être humain et l'intégrité de l'environnement ; et ce car elles impliquent de faire des choix, d'agir sur les causes et d'atténuer les impacts (Foley, 2005). De plus il faut prendre en compte que ces changements reposent sur des relations complexes entre les individus, les institutions et les conditions économiques et environnementales (Lambin et al., 2001) ; comme le souligne ces auteurs « *les études de cas montrent que (...) différentes conditions anthropiques et environnementales réagissent aux facteurs de changements et les réorganisent de manière différentes, amenant à des trajectoires particulières* ».

Les changements d'occupation des sols sont liés à la biodiversité, celle-ci étant définie comme la variété de la vie sur Terre (Convention on Biological Diversity, 1992). Elle inclut les gènes, les organismes, les espèces, les populations et les écosystèmes (Convention on Biological Diversity, 1992) (European Commission, n.d.). Il s'agit d'un concept vaste : par exemple Primark et al. (2014) la définissent comme « *un ensemble d'information, de matériel et de flux d'énergie dépendant de processus dynamiques à diverses échelles spatiales et temporelles* » et Larmaque et al. (2011) la résumant à « *la faune et la flore* ». Tout en s'inscrivant dans ce cadre général, ce travail de thèse s'intéresse principalement à deux niveaux de biodiversité qui sont étudiés : la diversité des écosystèmes et la diversité spécifique, en se focalisant sur la biodiversité végétale.

L'occupation des sols englobe dans un même concept l'usage des sols et leur recouvrement. Ses changements sont donc assimilables à des changements de biodiversité à une échelle macro, par exemple lorsqu'une prairie plantée d'arbres devient une forêt. Cependant comme les changements d'usage peuvent inclure la modification de la structure spatiale des écosystèmes ainsi que la destruction ou la fragmentation d'habitats ils ont des effets sur la biodiversité à une échelle plus fine : les communautés et les espèces (populations, individus) (Brooks et al., 2002; Krauss et al., 2010).

La relation entre d'un côté, l'occupation du sol et de l'autre les humains peut être représentée sous la forme d'un cycle (figure 1). Les décisions et actions anthropiques ainsi que les phénomènes naturels entraînent des changements de l'occupation des sols et donc de la biodiversité. Ces changements ont en retour des effets sur les humains.

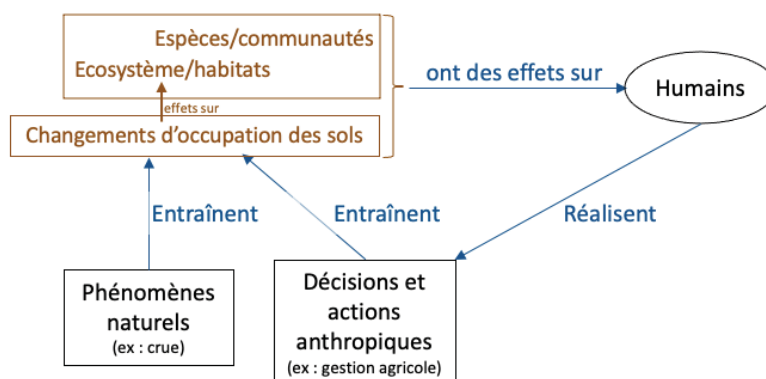


Figure 1. Schématisation de la relation entre les changements d'occupation des sols et de biodiversité, et les humains : ceux-ci prennent des décisions et réalisent des actions qui modifient l'occupation des sols. Elle peut aussi être modifiée par des phénomènes naturels. Ces changements d'occupation des sols ont des effets sur les écosystèmes et les espèces. La biodiversité est donc modifiée. Ceci a en retour des effets sur les humains

2. L'abandon agricole suivi d'une succession végétale : leurs conséquences sur la biodiversité

Ce travail de thèse s'intéresse à un type de changements d'occupation des sols particulier : l'abandon agricole suivi de succession végétale. Cette sous partie revient sur des définitions et les processus liés à ces phénomènes.

2.1. Le processus étudié : la succession végétale faisant suite à l'abandon agricole

L'arrêt d'activités agricoles ou « abandon agricole » a lieu lorsqu'une activité agricole n'est plus conduite sur des terres. Certaines pratiques agricoles sont intrinsèquement temporaires comme par exemple l'agriculture sur brûlis où l'arrêt de la gestion agricole et l'expansion forestière font partie du cycle cultural (Carrière, 1999). D'autres activités agricoles sont pérennes (par exemple l'élevage, la céréaliculture, l'arboriculture, la viticulture) et leur arrêt ou la diminution de leur intensité sont liés à des changements plus profonds du système agricole.

C'est l'arrêt d'activités agricoles pérennes qui est pris en compte dans ce travail. Lorsque les conditions abiotiques ne sont pas contraignantes, cet arrêt entraîne une succession végétale, c'est à dire « un processus de changement au cours du temps de la composition et de la structure des communautés végétales lorsqu'aucune perturbation n'entrave leurs développement » (Cramer & Hobbs, 2007; Lepart & Escarré, 1983). Schématiquement, sous climat tempéré, une communauté dominée par des herbacées quand l'usage est en cours est remplacée après abandon par des arbustes, eux-mêmes remplacés par des arbres. La succession végétale est un continuum mais des stades de succession peuvent être différenciés (figure 2), définis par le type de végétation dominante (herbacées annuelles, pérennes, arbustes, arbres). Les stades peuvent être associés à une durée de succession (Figure 2B), mais le temps de la succession est très variable en fonction des conditions notamment climatiques et pédologiques (Cramer & Hobbs, 2007).

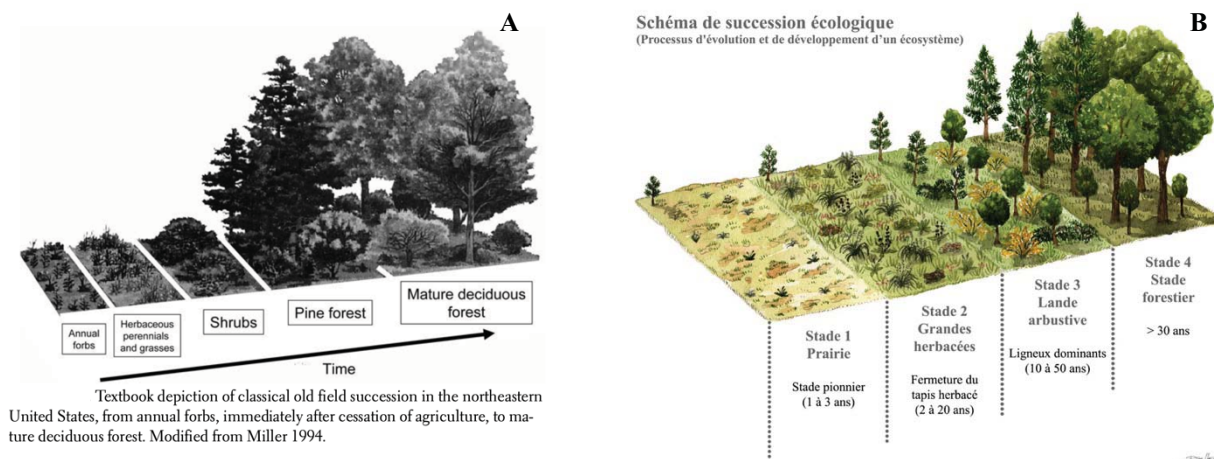


Figure 2. La succession végétale (A) selon Cramer et Hobbes (2007), (B) selon la Réserve Naturelle des Gorges de la Loire (dessin Florence Dellerie)

Il n'existe aucune valeur précise et globale quantifiant les surfaces agricoles abandonnées, ni de statistiques officielles (sauf au Japon) (S. Li & Li, 2017). Selon certaines estimations, à l'échelle planétaire, 150 millions d'hectare de terres cultivées (prairies exclues) ont été abandonnés entre 1700 et 1992 (Ramankutty & Foley, 1999) et entre 2003 et 2019 environ 5% des terres cultivées ont été converties en prairies ou abandonnées (soit environ 60 millions d'hectare) (Potapov et al., 2022).

L'Europe est, avec l'Amérique du Nord, le continent le plus concerné et c'est au XIXe siècle mais surtout au XXe siècle que la dynamique d'abandon est la plus forte (S. Li & Li, 2017). Elle pourrait se poursuivre puisque 5.6 millions d'hectares pourraient être abandonnés en Europe entre 2015 et 2030 (Perpiña Castillo et al., 2021). Il faut noter que le taux d'abandon est très variable en fonction des régions : dans leur revue de 2017 sur l'abandon (prairies comprises) dans les zones montagneuses d'Europe Lasanta et al. (2017) indiquent que les 35 études de cas considérées mentionnent de 12% à 99% d'abandon des terres sur les surfaces étudiées, avec une moyenne de 52.5%. Les chiffres peuvent parfois prendre en compte les prairies ou seulement les zones cultivées.

Les facteurs d'abandon sont donc multiples et multiscalaires, traduisant le fait qu'il s'agit d'un phénomène global avec des spécificités locales. Ils sont surtout liés à l'économie agricole et aux dynamiques démographiques et sociales spécifiques à chaque pays voire régions. La diminution de la population rurale entraînant une baisse de la main d'œuvre, la modernisation de l'agriculture et les caractères biophysiques des parcelles agricoles sont des éléments clés à prendre en compte pour expliquer ces phénomènes d'abandon (CERAMAC, 2000; Jepsen et al., 2015; S. Li & Li, 2017; Ustaoglu & Collier, 2018).

L'abandon agricole suivi par la succession végétale conduit donc la composition paysagère à changer avec le développement de végétation arbustive puis forestière. En français, ce phénomène est dans une grande majorité des cas désigné par le terme « d'enfrichement ». Il vient du mot friche qui désigne un espace qui a été en utilisation agricole (culture, pâturage) mais qui ne l'est plus (Derioz, 1991; Schnitzler & Génot, 2012). Néanmoins il fait aussi référence à un type de végétation : synonyme « d'embroussaillage » (Deuffic, 2005) renvoyant alors à ce qui n'est pas forestier, les friches sont un « *boisement progressif naturel (...) passant par divers stades de végétation* » (Derioz, 1991; Carrere et

al., n.d.; Le Floch et al., 2005). C'est une végétation « *difficilement pénétrable avec éventuellement la présence d'arbustes et d'arbres* » (CERAMAC, 2000). La friche constitue donc une catégorie large d'espaces.

L'enfrichement et la friche ont fréquemment une connotation négative. La friche a « *mauvaise réputation, elle est signe d'abandon et bientôt de mort* » (CERAMAC, 2000). Cette approche provient notamment de « *la conception d'un paysage campagnard (...) propre, tenu, [qui] fait intimement partie de notre culture* » (Derioz, 1994). La « fermeture des paysages » synonyme de l'enfrichement est aussi souvent associée à une homogénéisation des habitats et une diminution de la biodiversité (Le Floch et al., 2005; Gouju, 2018).

Pour ces raisons, les termes « succession végétale », « végétation arbustive et buissonnante » et « expansion forestière » seront préférées au terme de « friche » et « d'enfrichement » dans ce travail. En anglais (chapitre 5), le terme « old fields » sera utilisé.

D'après la FAO (2000) (figure 3) on parle d'expansion naturelle des forêts lorsqu'une forêt se développe par le phénomène de succession végétale à partir de surfaces précédemment dédiées à un autre usage. C'est donc le cas du développement forestier post-abandon des usages agricoles. C'est un cas de succession secondaire, *ie* une succession sur une zone qui était végétalisée mais qui a été perturbée de sorte que toute ou une partie de la végétation a été enlevée, mais avec un sol restant plus ou moins intact (Cramer & Hobbs, 2007). Elle se différencie de la succession primaire qui se déroule sur une zone sans vie préalable, ou qui a été complètement dénudée, sans sol (par exemple sur les coulées de lave, les coulées de boues, les résidus miniers, des sédiments déposés par la mer) (Cramer & Hobbs, 2007).

La régénération naturelle des forêts correspond à la perpétuation de l'état forestier sans intervention humaine, tandis que l'afforestation est la plantation de forêt sur des terres d'une autre occupation des sols et la reforestation est la plantation d'arbre sur des terres déjà considérées comme forêt.

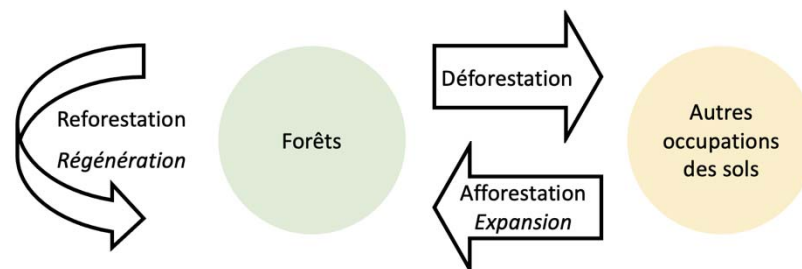


Figure 3. Définition des transitions vers et/ou depuis la forêt d'après la FAO. En italique les transitions spontanées

L'histoire des variations des surfaces de forêts en France par Gaudin (1996) (figure 4) montre qu'elles ont considérablement évoluées sur les 10000 dernières années, avec des augmentations et des diminutions. Une augmentation a lieu depuis le XIXe siècle et l'expansion forestière post-agricole y participe en parallèle de l'extension des plantations (Gaudin, 1996). A l'échelle planétaire ces deux processus contribuent à diminuer la perte nette de surface forestière (perte de 5.9 millions ha/an en moyenne sur la période 1990-2020) (FAO and UNEP, 2020).

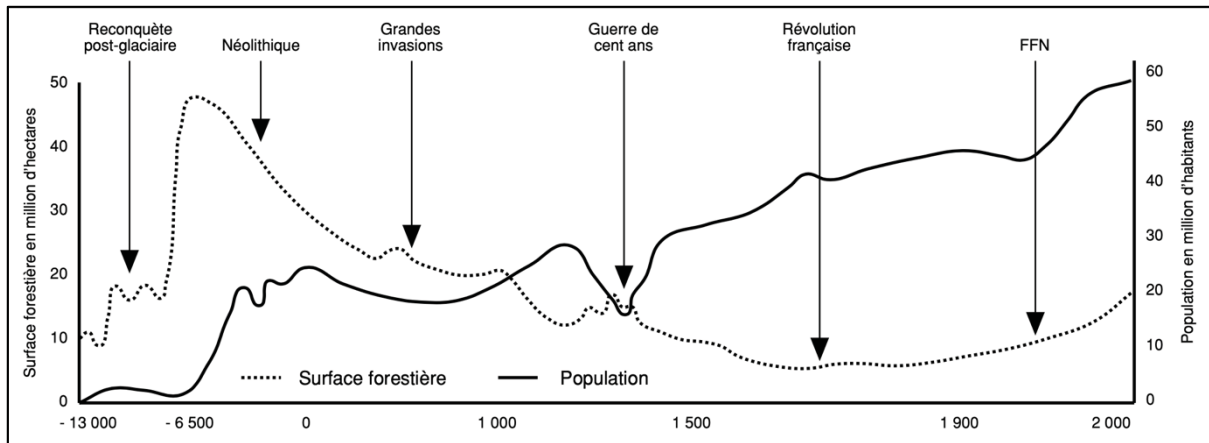


Figure 4. Évolution de la surface forestière et de la population en France réalisée par Gaudin (1996) d'après Gandant, in Escurat (1995) (FFN : Fonds Forestier National).

2.2. Conséquences de l'abandon et de la succession végétale sur la biodiversité

Les changements d'occupation des sols sont liés à des changements de biodiversité. Comme expliqué précédemment, ce travail de thèse s'intéresse principalement à deux niveaux de biodiversité : la diversité des habitats et la diversité spécifique.

L'abandon agricole et la succession végétale ont des effets diversifiés à l'échelle paysagère.

Certaines études montrent que l'abandon suivi de succession tend à augmenter les surfaces forestières et à homogénéiser le paysage (C. Wang et al., 2015; Falt'an et al., 2020). La composition des paysages est donc modifiée, les écosystèmes qui les composent changent de configuration et de degré de fragmentation. Ainsi, quand l'abandon est de forte ampleur, la dominance de boisement et d'herbacées vivaces après abandon peut diminuer l'hétérogénéité du paysage (Katayama, Baba, et al., 2015).

Cependant, la fragmentation forestière peut aussi rester stable malgré l'augmentation de surface forestière comme dans les Carpates polonaises entre 1860 et 2010 (Kozak et al., 2018).

La nature des boisements qui augmentent doit aussi être prise en compte, puisque plusieurs stades de succession peuvent se côtoyer (W. Li, Cao, et al., 2017; Do Vale et al., 2018). De tels contrastes sont également attendus avec le relief, le climat, et la localisation, l'histoire des parcelles qui ont une forte influence sur la composition des nouvelles forêts (Nelson et al., 2009; Gutiérrez B. et al., 2013; Peña-Angulo et al., 2019).

Concernant les effets de l'abandon et de la succession sur les espèces, les stades intermédiaires de la succession sont attendus comme les zones les plus riches en espèces (Odum, 1969; Whittaker, 1971). Une méta-analyse (51 études) montre qu'à l'échelle de la Méditerranée, l'abandon entraîne globalement une légère augmentation de la richesse et de l'abondance en espèces végétales et animales mais les effets sont très hétérogènes et dépendent des taxons, des échelles spatio-temporelle considérées, de l'usage du sol, du relief, et du climat (Plieninger et al., 2014).

Les exemples d'abandons développés dans le paragraphe suivant reviennent sur les effets sur la biodiversité de l'arrêt de différents types d'agriculture (pâturage, champs cultivés, vergers, rizières). Ils confirment que ce changement d'occupation des sols avantage certaines espèces et en met d'autres en péril ; ils montrent surtout que les effets sont dépendant du contexte.

Une bibliographie étendue existe au sujet des effets de l'abandon agricole sur la diversité végétale. La recherche *abandon* + plant* + diversity* génère 2360 résultats (de 1989 à 2022) sur la plateforme de recherche web of science (au 03/09/22). Nous revenons ici succinctement sur les conclusions majeures de cette revue de littérature.

Les communautés végétales changent après arrêt agricole et la nouvelle composition dépend de nombreux facteurs dont la zone climatique ainsi que l'altitude et de la température (Zakkak et al., 2018), la pente, le sol (pierrosité, pH) (Benjamin et al., 2005), les relations de compétition (Hansson & Fogelfors, 1998; Bartha et al., 2014), l'herbivorie (Petersson et al., 2019), l'utilisation passée et le temps depuis l'abandon (Benjamin et al., 2005; Quétier et al., 2007; Holz et al., 2009; Holmes & Matlack, 2018), les vecteurs de dispersion (Ne'eman & Izhaki, 1996).

Une diminution de la richesse spécifique est très souvent détectée après abandon, c'est le cas sur des prairies abandonnées en Allemagne (Milton et al., 1997), en Italie (Tasser & Tappeiner, 2002; Orlandi et al., 2016) et au Japon (Uchida et al., 2019). Cette diminution est accompagnée de changements profonds des traits des espèces et de certaines propriétés de l'écosystème (inflammabilité, taux de décomposition) (Castro et al., 2010).

Au contraire, Do Vale et al. (2018) ont étudié la succession végétale par des relevés de végétation dans différentes mosaïques rurales au Brésil et le nombre total d'espèces est corrélé avec le développement des stades de succession. De même en milieu méditerranéen, des résultats montrent que la diversité au sein de différents groupes fonctionnels augmentent avec la succession (Heydari et al., 2020).

La succession peut donc diminuer ou augmenter la diversité spécifique, avec un effet mémoire parfois long des usages agricoles. Par exemple, en milieu tempéré Holmes et Matlack (2018) trouvent qu'après 80 ans d'abandon les communautés des herbacées forestières ne sont pas identiques à celles de forêts anciennes.

Une bibliographie étendue existe également au sujet des effets de l'abandon agricole sur la diversité animale, avec une littérature particulièrement abondante sur les effets de l'arrêt agricole sur l'avifaune. La recherche *abandon* + bird* + diversity* génère 355 résultats de (1990 à 2022) sur la plateforme de recherche web of science (au 03/09/22). Il apparaît clairement que l'avifaune dépend de la végétation (Prodon & Lebreton, 1981; Debussche et al., 1982; Myczko et al., 2013; Jakobsson & Lindborg, 2017) mais les conclusions sur les effets de l'abandon ne sont pas toujours tranchées (Orłowski, 2005). Des facteurs expliquent l'absence de réponses univoques à l'abandon : la saison et le paysage (Assandri et al., 2017; Martin-Díaz et al., 2020) mais surtout le fait que les différentes espèces ont des caractéristiques et des besoins différents (Katayama, Osawa, et al., 2015). Ainsi le passage d'une végétation ouverte à une végétation dominée par des buissons et des arbres entraîne une diminution des espèces d'oiseaux dépendants d'espaces ouverts, steppiques et d'écotones mais l'avifaune dépendante de buissons et de milieux forestiers est au contraire avantagée (Caplat & Fonderflick, 2009; Smallbone et al., 2014; Katayama, Osawa, et al., 2015; Regos et al., 2016). Dans certains cas, il n'y a pas d'effet de la succession car la région conserve une hétérogénéité d'habitats (Mikulić et al., 2014).

Concernant les mammifères, l'abandon des usages et les changements d'occupation des sols qui le suivent sont délétères pour certaines espèces : Corazza et al. (2016) montrent qu'en Italie la disparition des prairies de montagne diminue les ressources alimentaires des chamois. Une étude sur les chauve-souris tropicales indique que les effets des différents types d'habitats (forêt mature, zone agricole et succession secondaire) sur la composition des communautés et l'abondance en individus sont différents en fonction des espèces, elles ne réagissent pas de la même façon à l'effet habitat, ni à l'effet saison, ni à l'interaction des deux facteurs (Willig et al., 2007).

Les arthropodes présentent des tendances similaires : les espèces forestières sont avantagées par l'abandon agricole, et les espèces de milieux ouverts et de prairies diminuent avec la diminution de

leur habitat, notamment les papillons et les abeilles (Steffan-Dewenter & Tschardtke, 2001; Nilsson et al., 2013; Delaney et al., 2015). Une étude sur les communautés de macrolépidoptères montre également cette transition d'espèces non-forestières à des espèces forestières (Dantas de Miranda et al., 2019). Les communautés sont influencées par la végétation et sa structure ainsi que par la gestion, c'est le cas (1) des syrphidés dont l'abondance totale est plus élevée en prairies gérées, mais pour qui les prairies abandonnées sont aussi des habitats favorables (Hussain et al., 2018), (2) pour les insectes du sol qui sont directement influencés par les espèces d'arbres présentes (Komonen et al., 2015) (3) pour les communautés d'araignées qui réagissent significativement à la variation de la structure de la végétation suite à l'abandon des prairies (Noel & Finch, 2010; Gallé et al., 2017). En revanche pour les micros invertébrés du sol, Morón-Ríos et al. (2010) ne trouvent pas de différence entre le sol des situations abandonnées ou sous prairies exploitées, malgré un changement de la biomasse aérienne végétale.

Cette transition entre espèces de milieux ouverts et espèces de milieux forestiers est aussi détectée chez des lézards : il n'y a pas d'effet de l'abandon sur les indices de diversité des communautés de lézards mais une transition vers des communautés composées d'espèces plus forestières (Zakkak et al., 2015).

En conclusion, même si l'abandon agricole est fréquemment présenté comme un facteur de diminution de la biodiversité (Le Floch et al., 2005), cet effet n'est pas confirmé pour toutes les espèces. Les conclusions des études sur les effets de l'abandon dépendent en fait beaucoup de l'état de référence considéré et celui-ci varie en fonction des zones géographiques où les études sont menées : dans une review de 276 articles Queiroz et al. (2014) montrent que dans les régions du monde avec une forte histoire agricole (Europe, Asie) l'état de référence utilisé est celui qui précède l'abandon et les conclusions tirées sont en majorité un effet négatif de l'abandon ; alors que c'est l'inverse dans d'autres régions en particulier en Amérique centrale et du sud où l'état de référence est celui post-abandon (forêts intacte) et les conclusions tirées sont en majorité un effet positif de l'abandon.

Il est donc difficile de dire que « l'abandon a un effet négatif / a un effet positif sur la biodiversité » : ces affirmations dépendent de la région, du contexte culturel et de la biodiversité étudiée. En revanche l'abandon suivi de succession entraîne très généralement des changements importants de la composition paysagère et de la composition des communautés en espèces.

Cette thèse s'intéresse donc à un changement d'occupation des sols en particulier : l'abandon agricole suivi de succession végétale. C'est un phénomène global avec d'importantes variations locales. Il résulte de changements sociaux, démographiques et économiques et a des conséquences sur la biodiversité. En particulier, la composition et la structure de la végétation changent graduellement en passant par différents stades de succession. Ceci entraîne possiblement la modification d'autres communautés, comme les mammifères, les arthropodes, les oiseaux mais cette thèse se focalise sur les communautés végétales.

3. Un cadre conceptuel basé sur les services et disservices écosystémiques

Les liens entre d'un côté les changements d'occupation des sols et de biodiversité et de l'autre les sociétés humaines peuvent être considérés via les concepts de services et disservices écosystémiques.

3.1. Définition et classification des services et disservices écosystémiques

Les services écosystémiques (SE) sont « *les contributions des écosystèmes au bien-être humains. Ils sont issus des interactions de processus biotiques et abiotiques et font spécifiquement*

référence au résultat ou produit final des systèmes écologiques » (Haines-Young, 2011). Cette définition traduit l'idée que les écosystèmes sont nécessaires à l'humanité, que par leur fonctionnement ils assurent des processus comme la production d'oxygène ou de nourriture. Ce concept a émergé dans les années 1970 (Grunewald & Bastian, 2015) et s'est consolidé dans les années 1990. En particulier l'article de Costanza et al. « *the value of the world's ecosystem services and natural capital* » (1997) et le Millenium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) sont des publications clés de son développement. Tous deux exposent le fait que mettre en péril les écosystèmes (par des actions anthropiques, des décisions politiques) menace la fourniture durable de ces services et par conséquent la survie ou à minima le bien-être de l'humanité.

En 2005, le MEA propose de classer les SE en quatre catégories : services de support, de régulation, de production/approvisionnement, et culturels. La classification de la *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) (Haines-Young, 2011) ne distingue que 3 catégories (approvisionnement, régulation et maintien, culturel). Elle inclut des productions biotiques et abiotiques : dans ce travail de thèse seul le biotique sera pris en compte.

Cette thèse suit la classification des SE en trois catégories de la version 5.1. du CICES :

- **Approvisionnement**
 - *Biomasse*. Par exemple : plantes terrestres cultivées dans un but nutritionnel.
 - *Matériel génétique de tous les organismes (dont les graines, les spores, les gamètes)*. Par exemple : plantes utilisées pour produire de nouvelles souches ou variétés.
- **Régulation et maintien** (ci-après simplement « régulation »)
 - *Transformation des apports biochimiques ou physiques vers les écosystèmes*. Par exemple : filtration, séquestration, stockage, accumulation par des microorganismes, des algues, plantes et animaux
 - *Régulation des conditions physiques, chimiques et biologiques*. Par exemple : contrôle du taux d'érosion
- **Culturel**
 - *Interactions directes, in-situ et en plein air avec des systèmes vivants qui dépendent de la présence d'un cadre environnemental*. Par exemple : caractéristiques de systèmes vivants qui permettent des activités favorisant la santé, la récupération ou le plaisir par des interactions actives ou immersives.
 - *Interactions indirectes, éloignées, souvent en intérieur avec des systèmes vivants qui ne requière pas la présence d'un cadre environnemental*. Par exemple : éléments de systèmes vivants qui ont un sens symbolique.

Les services de support au sens du MAE ne sont pas dans la classification CICES car ils sont considérés comme faisant partie des structures et processus biotiques.

En plus des SE, le concept de disservice écosystémique (DSE) est utilisé. Présent dans la littérature depuis la fin des années 2000, il correspond à des structures ou processus des écosystèmes qui sont perçues comme négatives pour le bien-être humain (Lyytimaki & Sipila, 2009; von Doehren & Haase, 2015).

La relation entre la biodiversité et les SE et DSE peut être visualisée sous forme d'un cycle (figure 5) liant d'un côté la biodiversité caractérisée par sa **structure** et ses **processus** et de l'autre la **société** composée d'humains dont le bien-être inclut plusieurs constituants (pour le MEA il comprend la sécurité, l'accès à des biens de base, la santé, de bonnes relations sociales, tous les quatre indispensables à la liberté de choix et d'action). Les SE et DSE lient la biodiversité au bien-être humain

(Millennium Ecosystem Assessment, 2005; de Groot et al., 2010; Haines-Young, 2011; Lamarque et al., 2011; Díaz et al., 2011).

La biodiversité via sa **structure** et ses **processus** a une **capacité** de production en SE et DSE (Villamagna et al., 2013; M. Schröter et al., 2014) ; le **flux** de SE et DSE correspond à leur production, utilisation ou appréciation effective par des humains **bénéficiaires** au sein de la **société** qui reçoivent des **bienfaits** (SE maximisés ou DSE réduits) ou des **nuisances** (DSE maximisés ou SE réduits) (Vaz et al., 2017).

La société constitue une **demande** qui est la quantité de SE ou la réduction de DSE nécessaire ou désirée par les humains (Villamagna et al., 2013) ; pour répondre à cette demande la société exerce des **pressions** sur la biodiversité en particulier via l'usage des sols, modifiant ainsi sa structure et ses processus. Cette structure et ces processus n'ont pas de valeur intrinsèque, c'est la société (les groupes et individus la composant) qui leur attribuent des valeurs. Cela signifie déterminer leur importance ou leur intérêt et s'ils augmentent (SE) ou réduisent (DSE) le bien-être humain (Vaz et al., 2017). Parmi ces valeurs se distinguent celles « d'usage » et de « non-usage » (Chan et al., 2012; Jobstvogt et al., 2014).

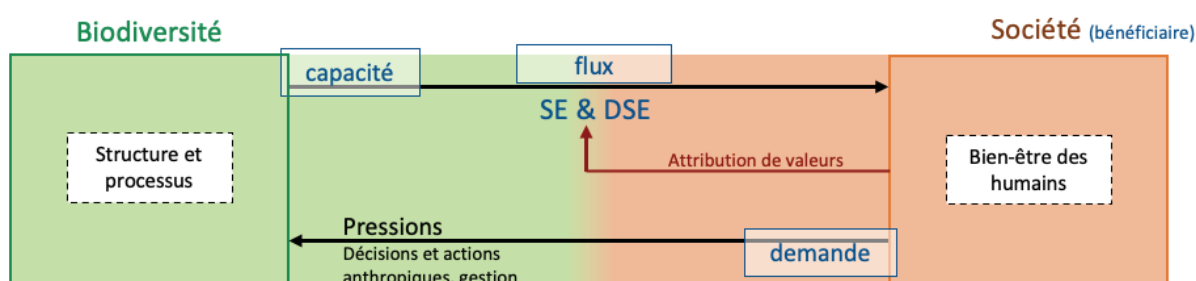


Figure 5. Cadre reliant la biodiversité et la société par les SE et DES. Ceux-ci sont issus de la structure et des processus associés à la biodiversité qui ont un effet sur le bien-être humain. Des pressions sont exercées sur la biodiversité par la société ce qui la modifie. Adapté de (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; de Groot et al., 2010; Haines-Young, 2011; Lamarque et al., 2011; Díaz et al., 2011; Villamagna et al., 2013; Schröter et al., 2014; Vaz et al., 2017)

Ce cycle (figure 5) montre que les SE et DES constituent un lien entre les écosystèmes et le bien-être humains, et illustre bien comment des approches interdisciplinaires sont indispensables pour comprendre les connexions mutuelles entre les écosystèmes et les systèmes sociaux (Díaz et al., 2011). Ces connexions ont pour vocation à être prises en compte dans les décisions anthropiques, notamment pour les aménagements et les changements d'occupation des sols. Cette prise en compte des SE vise idéalement à gérer les compromis entre les besoins humains immédiats et le maintien des capacités de la biosphère à fournir des SE (Foley, 2005).

En 2012 la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) est créée sous l'égide notamment du programme de Nations Unies pour l'Environnement afin de participer à la recherche sur les SE et à leur durabilité. La même année la France initie la plateforme Efese (évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques) « [située] entre science, décision et société [elle est] destinée à mieux connaître et faire connaître l'état de la biodiversité et ses multiples valeurs. Son objectif est d'en renforcer la prise en compte dans les politiques publiques et les décisions privées en France »⁶. Ces initiatives illustrent l'intérêt des institutions internationales et nationales à l'égard du concept de service écosystémique et son entrée dans le domaine politique et économique.

⁶ L'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques consultée le 17/09/2022 <https://www.ecologie.gouv.fr/evaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques>

Le concept de SE ne fait cependant pas consensus, et présente plusieurs limites. La première critique porte sur son caractère anthropocentré. Contrairement à d'autres courant de l'éthique environnementale comme le biocentrisme ou l'écocentrisme, l'anthropocentrisme ne donne de dignité morale qu'aux êtres humains (Larrère, 1997) et le concept de SE implique que les écosystèmes et la biodiversité seraient un ensemble de ressources dont la raison d'être est le bien-être humain. Maris (2014) soutient d'ailleurs que « *le schéma du MEA cache sous son apparence scientifique un véritable concentré d'idéologie individualiste et libérale* »⁷.

L'utilisation du concept de SE/DSE nécessite donc de la prudence et Maris ajoute à ce sujet que « *face à la généralisation de l'approche par services écosystémiques dans le contexte de la conservation de la biodiversité et au succès fulgurant de cette approche dans un grand nombre d'arènes (scientifique, politique, gestionnaire, industrielle), il est impératif de garder présente à l'esprit la grande complexité de cette notion. (...) La mise en évidence des dimensions foncièrement normatives et relationnelles de cette notion invite (...) à compléter la référence aux services écosystémiques par une étude sociale des communautés impliquées et par une réflexion morale et politique sur les conceptions du bien sous-jacentes à l'idée même de bénéfice* »⁸.

De même Diaz et al. (2018) reprochent au SE de ne pas avoir suffisamment de perspective sociale et propose un autre concept proche des services écosystémiques : « *Nature contribution to people* ». Les auteurs expliquent que ce dernier se base sur le concept de service mais qu'il se différencie car (1) il reconnaît le rôle de la culture dans la définition des liens entre nature et humains (2) il souligne le rôle des populations locales et de leurs savoirs pour comprendre les contributions de la nature aux humains. En réponse à Diaz et al, de Braat (2018) montre que les aspects sociaux des SE sont largement pris en compte, de même que la culture et les savoirs locaux. Notamment entre 2012 et 2017 plus de la moitié des 650 publications du journal *Ecosystem Services* sont basées sur des méthodes de sciences sociales et cette littérature donne une grande place aux SE culturels et au rôle de la culture dans la perception et la valorisation des SE.

Depuis plus de 20 ans le concept de SE a permis le développement d'une littérature diversifiée. L'approche écologique rassemble des mesures, des données et des analyses poussées sur les liens entre biodiversité, fonctionnement des écosystèmes et bien-être humain (Davidson et al., 2017; De Beenhouwer et al., 2013). En parallèle l'approche sociale apparaît indispensable.

3.2. Faire l'évaluation des (dis)services écosystémiques et de leur lien à la biodiversité : approches écologiques et sociales

Prendre en compte les SE en les intégrant aux analyses de compromis, aux prises de décisions, à la planification et à l'aménagement permet de rechercher des stratégies d'occupation des sols durables (de Groot et al., 2010). Le prérequis est d'identifier les SE, de les caractériser, et de déterminer leur valeur et leur importance (Orenstein, 2014), et donc d'explicitier et caractériser les compartiments du schéma (figure 5). Les questions générales qui se posent sont : comment et en quelle quantité les écosystèmes produisent les SE ? Quelles sont les valeurs économiques et sociales des SE ? (de Groot et al., 2010) Quelle est la demande en SE ? (Wolff et al., 2015) Quels aspects de la biodiversité sont importants ou peu importants pour la production de SE selon les situations ? (Díaz et al., 2011)

Il existe trois types d'approches complémentaires pour l'évaluation des SE : écologique, sociale et économique (de Groot et al., 2002; Martín-López et al., 2014; Felipe-Lucia et al., 2015).

⁷ Maris, V. (2014). *Nature à vendre: Les limites des services écosystémiques*. Editions Quae, p.36

⁸ Maris, V. *Op. cit.* p.37

L'approche écologique se focalise sur la mesure des processus et des propriétés des écosystèmes qui déterminent le type et le niveau de SE/DSE (de Groot et al., 2002). Elle s'attache à identifier les liens entre la biodiversité, sa structure, les processus écologiques et la capacité en SE/DSE.

L'approche sociale s'intéresse à la façon dont la société et les acteurs humains estiment, apprécient et valorisent chaque SE/DSE, et la forme que doivent prendre les SE/DSE. Le volet social de l'évaluation des SE adopte une perspective fondée sur les attitudes, les opinions, les préférences et les croyances humaines (Vihervaara et al., 2010; Martín-López et al., 2012; Felipe-Lucia et al., 2015).

Enfin, l'évaluation économique estime les valeurs d'usage ou de non-usage des écosystèmes en termes monétaires (Wilson & Carpenter, 1999).

Ce travail de thèse contribuera aux deux premières approches, en s'intéressant particulièrement aux liens entre biodiversité et SE/DSE.

L'approche écologique s'intéresse donc aux liens entre la biodiversité, sa structure, les processus écologiques et la capacité en SE/DSE. Cette problématique est large et de très nombreuses études y ont été dédiées ; on peut citer à titre d'exemple l'analyse du lien entre la surface de forêt et la qualité de l'eau (Piaggio & Siikamäki, 2021) ; entre la diversité de plantes et les fonctions écosystémiques assurées par ces plantes (Isbell et al., 2011) ; entre les espèces d'oiseaux et de chauves-souris et le service de dispersion de graines qu'elles rendent (Sarmiento et al., 2014) ; entre la diversité de pollinisateurs et le service de pollinisation (Eeraerts et al., 2019).

Certaines relations entre biodiversité et SE sont aujourd'hui bien connues et montrent que la diminution de la biodiversité a des effets négatifs sur la capacité à fournir des SE. Cardinale et al. (2012) résumant les consensus quant aux effets de la perte de biodiversité sur les SE, montrant que des communautés diversifiées sont plus productives et efficaces. En effet, la perte de biodiversité réduit l'efficacité avec laquelle les communautés écologiques capturent les ressources essentielles, produisent de la biomasse, décomposent et recyclent les nutriments biologiquement essentiels. Sur la base d'une méta-analyse de 530 articles, Harrison et al. (2014) montrent que l'augmentation de la surface des communautés et des habitats améliore des services comme la régulation de qualité de l'eau, la régulation du débit d'eau et l'esthétique des paysages ; cette synthèse montre également que la richesse et la diversité des traits fonctionnels présentent des relations positives avec plusieurs services notamment la régulation atmosphérique, la régulation des ravageurs, et la pollinisation.

Dans une revue de la littérature Duncan et al. (2015) écrivent néanmoins que « *malgré une quantité d'études indiquant le rôle de la biodiversité dans le maintien des SE dans de nombreux milieux, nous manquons toujours de généralité dans la nature et l'intensité de ces relations* ». De même Boughton et al. (2013) expliquent que la relation entre la biodiversité et le stockage de l'eau, les cycles de nutriments et la filtration de l'eau n'est pas claire mais que des actions de restauration de la biodiversité ont montré des effets positifs sur ces SE. Enfin, Ridder (2008) explique notamment en analysant le lien entre protection de la biodiversité pour le maintien des SE que certains services ne dépendent pas d'espèces en particulier. Il cite Eamus (2005) qui note « *la progressive réalisation que du point de vue des flux d'eau en lien avec la végétation à l'échelle du bassin versant, un arbre est un arbre et la considération d'espèce devient superflue* ».

Le lien écologique de nombreux SE à la biodiversité reste donc à préciser, et nécessite particulièrement de déterminer cette biodiversité : fonctionnelle, spécifique, écosystémique, etc.

L'approche sociale du rapport entre biodiversité et SE peut avoir plusieurs objectifs.

Premièrement, les humains étant les destinataires des SE et DSE, l'approche sociale permet de préciser, avec différents degrés de précision, des informations sur la biodiversité qui est source d'un SE ou DSE d'intérêt. Par exemple, le dialogue avec les fermiers permet de savoir quelles espèces d'arbres ils recherchent pour la construction de clôture (Cáceres et al., 2015) ; des enquêtes dédiées au service

de fourniture d'eau permet de connaître la localisation des sources d'eau et les effets observés par les communautés locales de la végétation sur la ressource (Kernecker et al., 2017) ; pour comprendre le lien entre la biodiversité et le service d'esthétique Tomikata et al. (2021) testent les préférences esthétiques des visiteurs de parcs en fonction de la diversité de couleurs et d'espèces de fleurs.

Ensuite, lorsque la gestion d'un écosystème ou d'un ensemble d'écosystèmes est questionnée, l'approche sociale des SE et DSE permet de savoir quels liens sont faits par les humains entre cette biodiversité et leur bien-être via les bienfaits ou les nuisances, autrement dit quels sont les SE/DES rendus par cette biodiversité selon eux ? Cette démarche a été utilisée par exemple pour : les prairies sous chêne en Suède qui selon les personnes interrogées rendent tous les types de SE mais avant tout des SE culturels (Garrido et al., 2017) ; les boisements agricoles en France qui d'après les fermiers sont sources de 32 SE et 25 DSE (Blanco et al., 2020) ; ou encore un ensemble de six écosystèmes en Argentine qui rendent ensemble 22 types de SE (Cáceres et al., 2015).

Ces deux approches en éclairant le lien entre biodiversité, SE/DSE et bien-être permettent de guider la gestion des écosystèmes. Elles informent sur le lien objectif entre la structure de la biodiversité, les processus et leurs effets ; par exemple quelles espèces et densité d'arbres ont le plus d'influence sur l'hydrologie d'un bassin versant. Mais les choix de gestion impliquent de faire des compromis entre SE (Foley, 2005). L'approche sociale apporte également des connaissances essentielles sur les perceptions et les valeurs attribuées à la biodiversité. Elles sont essentielles pour plusieurs raisons.

Il faut avoir connaissance de tous les SE avant de faire des choix de gestion. Ils peuvent être mis en péril si les décisions de gestion ne les prennent pas en compte. Différentes personnes au sein de la population ou différents acteurs socio-économiques peuvent donner différentes valeurs à un même écosystème, et être bénéficiaires de différents SE (ou DSE) (Martín-López et al., 2012; Felipe-Lucia et al., 2015; García-Nieto et al., 2015). Interroger une diversité de personnes et d'acteurs permet donc d'éviter l'invisibilisation de certains SE (Martín-López et al., 2012; Malinga et al., 2013) (Malinga et al., 2013) ; et cela permet aussi de savoir si des SE ne sont identifiés par aucun acteur.

L'approche sociale vise ensuite à comprendre qui attribue quelle valeur à quels écosystèmes et pourquoi. Par exemple Garrido et al. (2017) trouvent que les acteurs identifient différents SE issus des prairies sous chêne en fonction de leur échelle d'action (locale ou régionale) et de leur secteur d'emploi (privé ou public), notamment les acteurs locaux reconnaissent particulièrement les SE d'approvisionnement et les acteurs régionaux ceux de régulation. Cáceres et al. (2015) de même montrent que la profession et le type d'agriculture pratiquée influencent les SE perçus ainsi que la dépendance perçue aux SE ; les petits fermiers percevant plus de SE car leur subsistance quotidienne en dépend. Cette connaissance est cruciale car si des compromis sont nécessaires, elle permet de savoir quel groupe d'acteur va être affecté et comment.

De plus ces connaissances aident à une prise de décision qui peut être plus acceptée puisque « *de nombreux exemples de gestion d'écosystèmes témoignent de projets scientifiquement solides submergés par les conflits par manque de connaissances culturelles* » (J. Nassauer, 1997). García-Nieto et al. (2015) constatent que le niveau d'influence des acteurs interrogés joue sur leur cartographie des services et l'échelle de leur demande : prendre compte les acteurs aussi bien avec une influence faible que forte permet d'éviter que la perception de ces derniers ne prime.

Lorsque certains SE ne sont pas identifiés par les acteurs du territoire, l'évaluation sociale des SE peut informer sur les raisons de l'invisibilisation. Des stratégies éducatives peuvent être menées pour y remédier : l'éducation environnementale peut changer la perception de certaines espèces : par exemple les chauves-souris qui étaient perçues négativement à cause du folklore sont devenues appréciées en démystifiant leurs impacts négatifs et en expliquant leur fonction dans les écosystèmes (Kingston, 2016; Vaz et al., 2017). L'évaluation peut aussi montrer qu'un SE et ses changements sont

identifiés mais pas les causes du changement. Aretano et al. (2013) trouvent en étudiant une île méditerranéenne que les résidents perçoivent les effets négatifs de l'urbanisation sur les SE mais n'identifient pas le tourisme comme facteur d'urbanisation alors qu'il en est la cause principale ; les auteurs attribuent cette absence d'identification au fait que les résidents voient le tourisme comme un moteur de développement économique dont ils dépendent.

Les différentes évaluations des SE (écologique, sociale, économique) et leurs mises en regard permettent donc d'informer sur les soutiens et les obstacles aux stratégies de gestion. L'évaluation sociale des SE, ie rechercher les SE et DSE issus d'un écosystème selon les acteurs, renseigne également sur la façon dont ces écosystèmes sont perçus : positivement, négativement, ou les deux et pourquoi. La perception, tout comme les préférences entre écosystèmes et les préférences de gestion peuvent être recherchées sans utiliser les concepts de SE et DSE (Lewis, 2008; Areal & Riesgo, 2014) mais ils sont utiles (Brummer et al., 2017; Faccioni et al., 2019)

Enfin, les résultats des approches sociales des SE/DES peuvent dépendre des lieux et des régions concernées, et de ce fait, des études de cas sont importantes pour saisir les différences locales (Lamarque et al., 2011; Casado-Arzuaga et al., 2013).

4. Problématisation : les liens entre abandon agricole, succession végétale et (dis)services écosystémiques

4.1. Une pluralité de questions et de démarches : analyse de la littérature

Les changements d'occupation du sol, en constituant des changements de biodiversité ont des effets sur la capacité et le flux en SE et des DSE des écosystèmes (voir figure 5). Quel est alors l'effet d'un changement d'occupation des sols, à savoir l'abandon agricole suivi de succession et d'expansion forestière, sur les SE et DSE ?

La littérature montre toute la complexité du sujet. Une recherche bibliographique sur la plateforme web of science avec les mots clés « *Land + abandon* + ecosystem + service** » et « *Succession* + agricultur* + ecosystem + service** » (à jour le 07/03/22) a été effectuée, elle génère un total de 811 articles (période 1998-2022).

L'analyse des 468 articles retenus après un premier tri⁹ montre que cette littérature traite de sujets différents et à des échelles diversifiées et adopte de multiples démarches d'étude du lien entre biodiversité et SE/DSE :

- 205 articles mettent en œuvre des mesures in situ et/ou utilisant des outils de modélisation, pour déterminer un effet de l'abandon sur la structure ou les processus au sein de la biodiversité ou un service. Par exemple : la relation entre quatre stades de succession et des populations de chauve-souris qui sont connues pour rendre des SE (Avila-Cabadilla et al., 2012), et les performances de croissance et de production de forêts d'érable issues de succession post-culturelle (Vacek et al., 2017). Des modèles sont aussi utilisés, par exemple pour déterminer la relation entre les types de gestion des agroécosystèmes (abandon inclus) et les services écosystémiques hydrologiques via le Hydrologic Model Balance (Willaarts, 2012), et l'impact de changements d'occupation des sols sur l'érosion avec un outil de modélisation de l'occupation des sols (MOLUSCE) et un outil de modélisation de SE (InVEST SDR) (Perović, 2018).

⁹ Après lecture des abstracts, une partie des articles a été écartée : 218 articles car ils sont hors sujet, 28 car ils traitent de plantation d'arbres après abandon, et 97 car ils sont focalisés sur des pratiques agricoles.

- 40 articles sont des reviews, par exemple sur l'efficacité de différentes stratégies de développement forestier (dont l'abandon suivi de succession) pour augmenter le stock de carbone (Bell et al., 2020), et 6 des méta-analyses, par exemple sur l'effet de la restauration forestière sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes en Chine (Ren et al., 2017)
- 50 sont des recherches consacrées à une ou plusieurs zones concernées par ce changement (abandon et expansion forestière) qui a ou pourrait avoir des conséquences sur les SE ; l'objectif est de comprendre les dynamiques et relations à l'œuvre en termes d'occupation des sols, les acteurs, leurs ressources, leurs perceptions ; il s'agit par exemple : de comprendre et décrire le changements de mode de vie des habitants d'une zone rurale au Nepal et leur utilisation des forêts (Bhawana et al., 2021) et d'explorer de la vision de la diminution du pâturage extensif de plusieurs groupes acteurs d'un territoire (Espagne) (Palomo-Campesino et al., 2018).
- 107 sont des recherches sur l'histoire de l'occupation des sols, entre plusieurs dates, et sur les causes et les conséquences que ces changements peuvent avoir. Par exemple l'étude de l'abandon agricole, l'urbanisation et l'expansion forestière à Puerto Rico entre 1991 et 2000 (Parés-Ramos et al., 2008) et la définition de trajectoires archétypales d'occupation des sols en Europe (Levers, Müller, et al., 2018).
- 42 sont des recherches visant à l'élaboration de scénarios d'occupation des sols et sur leurs impacts. Par exemple l'élaboration de deux scénarios (intensification et extensification) via plusieurs méthodes et l'estimation de leurs impacts sur la structure de la biodiversité et les SE par l'utilisation d'outil de modélisation (Reed et al., 2013) et la projection de d'occupation des sols d'ici à 2050 en fonction de différents scénarios et l'estimation de leurs impact sur la qualité des habitats et sur les SE (avec l'outil InVEST) (Gomes et al., 2021).

Cette littérature permet de dresser le constat que les relations entre les SE/DSE et l'abandon agricole, la succession végétale et l'expansion forestière sont abordées par de multiples façons et dans de multiples domaines sur des questions très variées. Cette diversité reflète le caractère multiforme du concept de SE. En effet, certaines études mesurent avec précisions la structure et les processus au sein de la biodiversité pour comprendre leurs relations, sachant qu'ils sont la source des SE ; d'autres retracent l'histoire de l'occupation des sols et en déduisent des effets sur les SE sachant qu'ils sont liés ; enfin, l'histoire et la projection de l'occupation des sols sont aussi utilisées pour modéliser les changements de SE qu'elles impliquent.

Cette littérature indique aussi la difficulté de répondre à la question « *quel est l'effet de l'abandon agricole suivi de succession et d'expansion forestière sur les SE et DSE ?* » car faire l'état des connaissances en se basant sur le mot clé de « service » amène à une diversité d'approches et d'échelles ; dans le même temps pour une recherche spécifique sur un service d'intérêt il faut prendre en compte qu'une partie de la littérature traite du phénomène sans utiliser le concept de SE.

Des travaux précédents ont abordé la question du lien entre abandon agricole, succession et SE. En particulier Ustaoglu et Collier (2018) qui présentent un résumé des impacts de l'abandon agricole sur les SE en Europe. Ils sont classés en impacts positifs, négatifs ou neutres (tableau 1) et le sens des impacts dépend des zones concernées, et en particulier des caractéristiques biophysiques, des processus écologiques et de l'histoire agricole.

Impacts positifs
<ul style="list-style-type: none"> • Restauration d'habitats naturels après de la succession secondaire qui aide à compenser pour la perte de zones forestières (Cayuela et al., 2006; Cocca et al., 2012). • Restauration à grande échelle d'habitats non-agricoles (e.g. rewilding) (Keenleyside & Tucker, 2010; Navarro & Pereira, 2012) • Augmentation du stockage de carbone dans le sol (D. Schröter et al., 2005; Batlle-Bayer et al., 2010) • Augmentation de la biodiversité à court terme (Otto et al., 2006; Zarovali et al., 2007) • Meilleure régulation hydrologique, atténuation des inondations (Bruijnzeel, 2004; García-Ruiz et al., 2008) • Amélioration de la qualité de l'eau (Nadal-Romero et al., 2013) • Plus longue durée de vie des réservoirs du fait de la diminution de l'apport en sédiments (López-Moreno et al., 2011) • Augmentation de la fertilité du sol (M. Robinson et al., 2003) • Rétablissement du sol et réduction de l'érosion du sol par la régénération forestière (Bakker et al., 2008; García-Ruiz & Lana-Renault, 2011) • Réduction de la pollution issue des phytosanitaires agricoles qui étaient utilisés sur les terrains en agriculture intensive (Pointereau et al., 2008; Milenov et al., 2014) • Potentiel en énergie renouvelable et en bioénergie (Abolina & Luzadis, 2015; Estel et al., 2015)
Impacts négatifs
<ul style="list-style-type: none"> • Risque de feu plus élevé du fait de l'augmentation de la biomasse végétale issue de la succession (Moreira & Russo, 2007; Pausas & Keeley, 2009; Oliveira et al., 2014) • Homogénéisation de la végétation et réduction de l'hétérogénéité du paysage (Sitzia et al., 2010) • Perte de terres arables et de pâtures qui sont liées au développement durable pour les communautés de montagne (Angelstam et al., 2003; García-Martínez et al., 2009) • Abandon continu (Pazúr, 2014) • Perte de biodiversité sur le moyen et long terme du fait de la disparition des espaces ouverts et de la réduction des espèces adaptées aux milieux gérés (e.g., espèces de plantes, invertébrés, oiseaux) (Rey Benayas, 2007; Geri et al., 2010) • Réduction du flux des rivières et diminution de l'eau dans les bassins hydrologiques du fait de l'augmentation de la végétation (Rey Benayas, 2007; López-Moreno et al., 2011) • Risque d'érosion du sol dans les zones vallonnées avec des champs en terrasses (Vincini, 1999; Rey Benayas, 2007) • Habitats semi-naturels d'importance conservatoire surtout situés dans des sites N2000 et les SE associés ou des zones agricoles de hautes valeurs naturelles plus menacés (Pointereau et al., 2008; Keenleyside & Tucker, 2010; Cocca et al., 2012) • Perte de paysages culturels et de valeur esthétique (Pardini et al., 2004; T. V. D. Sluis et al., 2014)
Impacts variables
<ul style="list-style-type: none"> • L'augmentation de la production forestière et des forêts peuvent stimuler le développement économique et indirectement maintenir la biodiversité dans certains cas (Cocca et al., 2012; Navarro & Pereira, 2012) • Les SE sont affectés positivement (séquestration du carbone, régulation des flux hydrologiques) ou négativement (réduction de l'approvisionnement en eau, risque de feu, perte de biodiversité) en fonction des caractéristiques des parcelles abandonnées (MacDonald et al., 2000; Pereira et al., 2005) • Dans certains cas le rewilding est jugé positivement (réduction du risque d'érosion, rétablissement du sol et de la disponibilité en nutriment, rétablissement de paysages naturels et de la biodiversité) (Navarro & Pereira, 2012), dans d'autres il cause une perte des paysages culturels, particulièrement dans les montagnes européennes (Plieninger et al., 2006). • L'augmentation de la taille de patch et de la fragmentation peut résulter en une augmentation ou une diminution de la biodiversité en fonction du nombre et du type d'espèces concernées (Lasanta et al., 2015) • Certaines parties de la société jugent l'abandon négativement parce que cela entraîne une perte de paysage culturel et de la gestion passive des terres (Benjamin et al., 2007). D'autres parties jugent positivement l'abandon déclarant que l'augmentation de la végétation naturelles est liée à des valeurs esthétiques (Rogge et al., 2007; J. I. Nassauer, 2011)

Tableau 1. Résumé des impacts de l'abandon agricole sur les services écosystémiques mis en évidence dans des études dans la revue de la littérature par Ustaoglu et al. 2018

La review de Ustaoglu et Collier (2018) documente les grandes tendances des effets de l'abandon sur les SE mais présente des limites.

En particulier, les impacts cités (tableau 1) ne précisent pas le détail de la relation entre biodiversité et SE ; or la partie 3.2. montre que cette relation est complexe et repose sur des structures et processus. De plus les articles pris en compte présentent essentiellement les impacts de l'abandon sur la capacité et le flux en SE, tandis que les impacts incluant des approches sociales et les valeurs attribuées par les humains sont peu prises en compte, à l'exception de trois : (1) « *perte de paysages culturels et de valeur esthétique* » ; (2) « *dans certains cas le rewilding¹⁰ est jugé positivement dans d'autres il cause une perte des paysages culturels, particulièrement dans les montagnes européennes* »

¹⁰ Le « rewilding » correspond à une action favorisant ou aidant à la régénération des forêts et d'autres habitats naturels par des approches de gestion passive (Navarro & Pereira, 2012))

; et (3) « certaines parties de la société jugent l'abandon négativement parce que cela entraîne une perte de paysage culturel et de la gestion passive des terres. D'autres parties jugent positivement l'abandon déclarant que l'augmentation de la végétation naturelles est liée à des valeurs esthétiques ». Ces trois impacts indiquent qu'il est nécessaire d'avoir une approche sociale pour comprendre le lien entre abandon et SE/DSE.

Enfin, l'abandon et l'expansion forestière sont présentés par Ustaoglu et Collier comme un changement uniforme alors que la végétation passe par de multiples stades, qui correspondent à des compositions et structures contrastées. Comme expliqué précédemment il est difficile de dire si on perd ou on gagne de la biodiversité mais la biodiversité change. Étudier les variations de SE liées à ce changement d'occupation des sols permet ainsi d'explorer les effets ou l'absence d'effets d'un changement de biodiversité sur les SE.

Pour ces raisons, ce travail de thèse s'intéresse à l'effet de ce changement d'occupation des sols sur le cycle des SE et DSE : la figure 6 représente le schéma cadre en spécifiant que la partie « biodiversité » est occupée par l'abandon suivi de succession et les différents stades. Ces effets sont abordés (1) avec une approche écologique focalisée sur trois SE, (2) avec une approche sociale, détaillée ci-dessous, et (3) avec une prise en compte explicite des stades de succession.

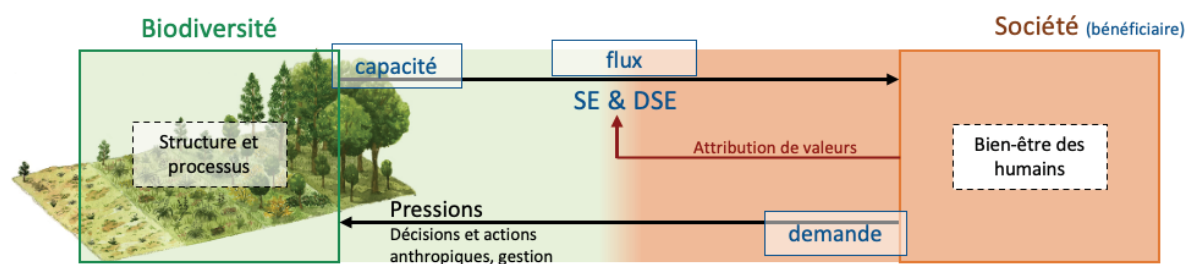


Figure 6. Schéma du cycle reliant la biodiversité et les humains bénéficiaires de SE. La biodiversité est modifiée par l'abandon agricole, les écosystèmes concernés passent par plusieurs stades de succession

4.2. Les effets de la succession post-abandon sur les services écosystémiques : une approche écologique focalisée sur trois services

Afin d'étudier de manière détaillée la relation entre la structure de la biodiversité, les processus écologiques associés, et les SE/DSE, ce travail de thèse se focalise sur trois SE : la qualité du sol, le stockage du carbone et la limitation de l'érosion.

Le choix s'est porté sur ces trois SE car ils représentent des enjeux de façon générale, et aussi localement. Ce sont des SE de régulation, et l'effet de l'abandon et de la succession sur leur dynamique est encore mal connu dans la littérature, ou très dépendant du contexte local d'où l'intérêt de produire des données *in situ*.

L'importance du SE relatif à la qualité du sol (2.2.4.2 CICES) est bien traduite par sa définition. Il s'agit de « la capacité d'un sol à fonctionner (...) de manière à soutenir la productivité biologique, maintenir la qualité de l'environnement et promouvoir la santé animale et végétale » (Doran & Parkin, 1994). Un sol en bon état est fondamental puisqu'il contrôle la croissance des plantes, la régulation des infiltrations et des polluants (Bünemann et al., 2018).

Les facteurs qui l'influencent sont multiples, impliquant des processus chimiques, biologiques et physiques. La qualité du sol a été trouvée modifiée voire détériorée sous l'effet des activités agricoles

(Cramer & Hobbs, 2007; Peco et al., 2017; Heydari et al., 2020). L'abandon des usages et le développement des stades de succession a également été rapporté parfois comme sources d'importantes altérations de la qualité du sol (Marzaioli et al., 2010) mais dans de nombreux cas, la qualité du sol a plutôt été améliorée (Piché & Kelting, 2015). Les résultats contradictoires de la littérature ne permettent donc pas de prédire l'évolution de la qualité des sols après abandon. En faisant l'hypothèse d'un lien étroit entre la végétation et la qualité du sol (sa teneur en MO, en nutriment, sa texture), notre objectif est d'identifier si les différents stades de succession post abandon, qui se différencient par leur composition végétale, ont des effets différents sur les paramètres de qualité du sol. D'un point de vue appliqué, les résultats permettront de disposer d'informations sur la qualité du sol et sa fertilité, ce qui est particulièrement utile dans la perspective de possible remise en culture de zones précédemment abandonnées (Fayet et al., 2022). Pour ce SE, ce sont donc des mesures de « structure et processus » (figure 6) qui sont réalisées, et donc la capacité de l'écosystème à fournir ce SE.

Le deuxième SE étudié est relatif au stockage du carbone (2.2.6.1 CICES). Il s'agit d'un enjeu planétaire puisque le changement climatique est dû à une augmentation des gaz à effet de serre dans l'atmosphère et en particulier de CO₂. Les végétaux via la photosynthèse captent du CO₂ atmosphérique et le développement forestier permet en particulier de stocker du carbone (IPCC, 2022). Le stockage de carbone dans la végétation est considéré comme l'une des solutions les plus efficaces pour l'atténuation du changement climatique, et qui serait faisable puisqu'une estimation chiffre à 0.9 milliards d'hectares la surface qui peut être encore boisée dans le monde (Bastin et al., 2019). La transformation de prairies en forêt n'est pas un scénario idéal pour tous les auteurs : Burrascano et al. (2016) expliquent que la biodiversité prairial est perdue alors que les quantités de carbone stockées peuvent être plus faibles qu'attendues. Stocker du carbone dans la végétation est une solution d'ores et déjà prévue dans les Plans Climat Air-Énergie Territorial (PCAET) qui peuvent être mis en place par les territoires pour limiter le changement climatique. Une des difficultés réside dans le manque de prévisibilité et de connaissances dans l'évaluation des stocks en carbone au cours de la succession secondaire (Badalamenti et al., 2019), sachant que le stock en début et en fin de succession (prairie, champ *versus* forêt) sont mieux connues. L'analyse de ce SE dans cette thèse a été réalisée par des mesures du stock de carbone dans des écosystèmes représentatifs de différents stades de succession.

Le troisième SE considéré dans cette thèse concerne l'évitement d'un risque, le risque érosif, sur les sols. L'érosion est un phénomène géomorphologique naturel qui consiste en la dégradation et la transformation du relief par différents agents, essentiellement l'eau et le vent. Ce phénomène peut avoir de graves effets sur les sols, liés aux pertes qualitatives et quantitatives de matériaux (Durán Zuazo & Rodríguez Pleguezuelo, 2008), et il fait l'objet de préoccupations environnementales globales (Morgan, 2005). Les activités agricoles sont parmi les facteurs accentuant le phénomène d'érosion, notamment en réduisant la teneur en matière organique et la cohésion du sol, et en créant des surfaces de sol nu sur des périodes longues (Morgan, 2005). Des facteurs naturels amplifient le risque d'érosion, qui est plus probable en zones de pente et donc en territoires de montagne. Par ses effets sur la végétation, la succession post-abandon agricole peut modifier le sol, et en conséquence modifier également la sensibilité des écosystèmes à l'érosion (García-Ruiz & Lana-Renault, 2011). Pour évaluer le SE de limitation du risque d'érosion (2.2.1.1 CICES) les mesures de deux paramètres sont réalisées : l'érodabilité (soit la sensibilité du sol à l'érosion) et la protection apportée par les strates de végétation. Ce sont donc des mesures de « structure et processus » qui sont réalisées, et donc la capacité de l'écosystème à fournir ce SE qui est renseignée. Il s'agit de déterminer comment le changement de structure et processus à travers les stades de succession influence la capacité de l'écosystème à limiter l'érosion.

4.3. Les perceptions et la gestion de la succession post-abandon étudiées par une approche sociale des (dis)service écosystémiques

Il existe une littérature fournie qui aborde les effets de l'abandon agricole et de l'expansion forestière d'un point de vue social mais très rarement en utilisant le concept de SE. Une étude importante a néanmoins été consacrée à cette thématique (Moreau 2019), en approchant les dynamiques sociales des SE et des DSE dans le cadre de l'abandon agricole et de l'expansion forestière sur le Mont Lozère (Parc National des Cévennes) (Moreau, 2019). Dans sa thèse Moreau pose notamment la question des « *diverses représentations des dynamiques paysagères* » et des « *mécanismes sous-jacents aux choix sociaux liés aux dynamiques paysagères* ». En comparant les perceptions de quatre paysages (ouvert, fermé, intermédiaire et la mosaïque paysagère), elle montre que « *contrairement à ce que laissait penser la littérature, les paysages intermédiaires ne sont pas perçus de façon aussi négative que les paysages forestiers* ».

Les changements de perception et de gestion des paysages boisés (ou 'fermés') et des paysages ouverts en France en cours du temps ont été documentés par Lepart et Marty (Lepart et al., 2000; Marty & Lepart, 2001; Marty et al., 2007). Ces auteurs montrent comment du XVIIIe au XXI siècle dans les Causses du Massif central « *on observe (...) un renversement total des perspectives normatives, en matière d'écosystèmes de référence et d'aménagement de l'espace. (...) on passe d'un consensus autour de la forêt à un consensus autour des milieux ouverts* » ; ce consensus autour des milieux ouverts explique la perception négative des paysages forestiers (Lepart et al., 2000). En étudiant quatre zones protégées de trois pays Barnaud et al. (2021) expliquent que les conclusions sur les effets de l'expansion forestière sur la biodiversité reposent sur des données écologiques et naturalistes mais aussi et surtout, sur les intérêts des personnes interrogées, les normes sociales et culturelles, ainsi que les institutions. Le consensus autour d'un type de milieux change donc au cours du temps et la perception de l'abandon et de ses conséquences. Ainsi que les prescriptions de gestion et d'aménagement à son sujet sont donc variables et empreintes de subjectivité. Cette variation des perceptions se trouvent aussi au sein de la population : en analysant les discours d'habitants sur les effets de la succession post-abandon sur la biodiversité Stelling et al. (2017) identifient plusieurs narratifs centrés autour du « *contrôle* », de « *l'acception* » ou oscillant entre les deux.

La perception de l'abandon, des stades de succession et de l'expansion forestière dépend en effet des personnes interrogées (Bidegain et al., 2020), et varie selon plusieurs facteurs dont l'âge (Kaur et al., 2004), mais aussi la profession et l'activité. Gómez-Limón and Fernández (1999) montrent ainsi que les agriculteurs et les touristes ont des attentes différentes envers ces écosystèmes dérivant de terres abandonnées : les premiers cherchent à ce qu'ils soient plus ouverts pour être adaptés à leur activités, pour les seconds à ce qu'ils soient plus fermés car ce sont les aspects esthétiques et récréatifs qui sont les plus importants. La position des agriculteurs est aussi influencée par leur implication directe dans le maintien des écosystèmes ouverts car ils font face à de nombreuses contraintes (Friedberg et al., 2000; Zagaria et al., 2018).

Plusieurs auteurs montrent que les valeurs environnementales (attitude, relations à la nature) des personnes interrogées jouent aussi un rôle dans leurs perceptions. Benjamin et al. (2007) étudient l'abandon en utilisant plusieurs catégories de d'attitudes envers la nature et Bauer et al. (2009) étudient le *rewilding* en utilisant des types de relations à la nature ; dans les deux cas les perceptions positives sont associées à des attitudes écocentriques ou de *nature-loving*. Chez Luginbühl (1999) cette perception positive est liée aux jeunes et aux citoyens qui voient dans le processus d'abandon et de succession une « *reconstitution de la nature* ».

La façon dont les acteurs de la sphère scientifique traitent le phénomène d'abandon et d'expansion forestière ainsi que l'opposition entre milieu fermé et milieu ouvert montre que les

positionnements ont souvent une dimension culturelle (Schnitzler & Génot, 2012). Ceci est en écho avec les travaux de Queiroz et al (2014) montrant que l'approche de recherche n'est pas indépendante de la région du monde où elle est menée. La position des acteurs scientifiques a de plus un effet sur la définition des enjeux et des mesures à prendre : Le Floch et al. (2005) notamment montrent comment dans les années 1990 les paysagistes et les écologues ont participé à mettre la fermeture des paysages sur le devant de la scène.

Il existe donc une diversité de perceptions de ce changement d'occupation des sols qui dépendent des groupes sociaux qui ont des attitudes et des préférences différentes. En outre, une même personne peut avoir un positionnement non tranché à l'égard de l'abandon et de la succession végétale, et se positionner de manière ambivalente (Hunziker, 1995; Stelling, 2017).

La littérature s'intéressant à l'abandon et aux changements d'occupation des sols du point de vue des populations et des acteurs socio-économiques utilise peu le concept de SE et DSE. Ces travaux cherchent à comprendre les perceptions, les décisions de gestion ou de non-gestion et la demande vis-à-vis des écosystèmes et des paysages ; or, dans beaucoup de cas, le cadre des SE et DSE pourrait être appliqué très utilement. Ainsi, Moreau (2019) explique que la dynamique paysagère au Mont Lozère se comprend mieux si l'évaluation des SE inclut des valeurs de non-usage des SE et avant tout la valeur de transmission des SE; elle identifie néanmoins une limite à l'intérêt de ces approches via les SE et DSE en précisant que « *le concept de SE semble utile pour aborder les enjeux culturels liés aux paysages, comme leur valeur esthétique ou patrimoniale des paysages, mais il est difficile d'approfondir réellement ces enjeux culturels, notamment du fait de la prise en compte lacunaire des valeurs de non-usage (Chan et al., 2012). Le concept d'état de référence semble relativement plus adapté* ».

Les situations concrètes considérées pour approcher les perceptions du phénomène d'abandon ont souvent été réduites à une opposition entre « milieu ouvert » (utilisé) et « milieu boisé » (abandonné) ; néanmoins, la succession végétale conduit à une diversité de stades, et même pour les stades avancés de la succession, une diversité de types de forêts peut se développer. La prise en compte de ces différents 'stades' et écosystèmes pourrait apporter des nuances dans la perception de l'abandon par les acteurs socio-économiques.

Moreau (2019) distingue ainsi un type d'écosystèmes intermédiaires « *qui constituent un entre-deux entre les écosystèmes forestiers et agricoles, comme la végétation basse ou les friches* » et ils sont associés à des SE/DSE différents des écosystèmes ouverts et forestiers. Ruskule (2013) sépare quatre types 'spatiaux' de développements forestiers post-abandon (depuis les bords, continue, en mosaïque et linéaire) qui ne sont pas perçus comme ayant le même impact sur la qualité visuelle et sur la biodiversité. Benjamin et al. (2007) distinguent sept écosystèmes dont deux abandonnés (*shrub dominated* et *herbaceous*) et deux boisés (*woodlot* et *plantation*) ; la perception des deux abandonnés se différencie de celle des boisés et les *shrub dominated* sont perçus plus négativement *herbaceous*. Van der Zanden et al. (2018) identifient quatre écosystèmes constituant le futur des zones abandonnées dont deux de buissons (haut et bas) et deux boisés (boisements de chêne et boisements d'acacia) ; ils montrent les boisements de chêne sont préférés aux trois autres et que les boisements d'acacia sont les moins préférés comme future occupation des sols.

Ces résultats invitent donc à apporter une attention particulière aux différents stades de succession et à la composition des végétations issues de l'abandon des usages pour étudier la perception de ce phénomène.

Ces perceptions peuvent être décisives pour les décisions de gestion, ou de non-gestion : ces dernières peuvent être relativement consensuelles, Faccioni et al. (2019) et Pecher et al. (2018) montrant que les acteurs ont une préférence pour la gestion extensive par rapport à l'abandon ou l'intensification.

Elles peuvent au contraire être source de conflit, avec par exemple une partie des acteurs souhaitant plus de gestion pour limiter la forêt et une autre partie favorable à la non-intervention (Vila Subirós et al., 2016).

4.4. Questions et objectifs de la thèse

Ce travail de thèse vise donc à répondre à la question générale suivante : quels sont les effets de l'abandon et de la succession végétale sur les SE et DES sur le territoire d'étude entre Limagne et Chaîne des puys ?

Cette question est posée dans une zone d'étude spécifique, introduite dans le préambule de la thèse. Celle-ci a été choisie du fait de sa localisation indiquant une pluralité des écosystèmes et une diversité d'acteurs socio-économiques et d'habitants. L'affinage du sujet de recherche a été réalisé en parallèle d'un diagnostic de la zone d'étude duquel l'abandon agricole et l'expansion forestière sont ressortis comme un enjeu. Cette zone sera présentée de manière approfondie dans les chapitres 1 et 2 de la thèse.

Les questionnements qui ont structuré cette recherche s'intéressent à la fois aux processus écologiques mais aussi aux territoires d'étude et aux perceptions de sa population (figure 7). Ils s'organisent autour des questions suivantes :

- (1) Quelle est l'ampleur de l'abandon et de l'expansion forestière dans le territoire d'étude ? Comment celui-ci a-t-il évolué durant les dernières décennies ?
- (2) Comment les SE mesurés varient-ils avec la succession post-abandon ?
- (3) Quels SE et DSE sont rendus par les écosystèmes post-abandon d'après les acteurs du territoire ? Comment perçoivent-ils ce changement et comment peut-il être géré ?

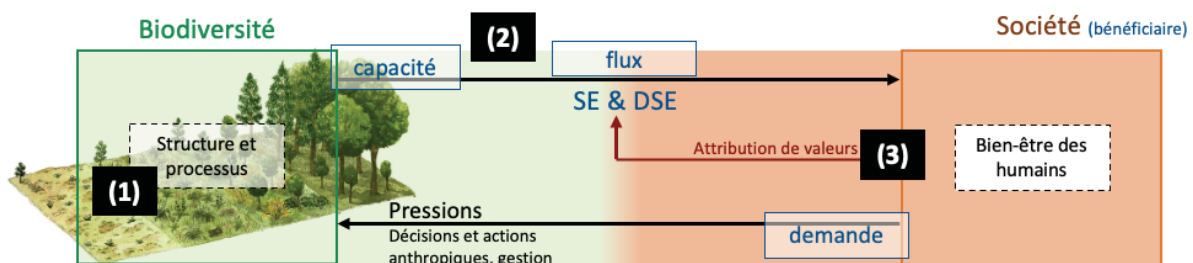


Figure 7. Les questions de recherche intégrées au schéma du cycle reliant la biodiversité et les humains bénéficiaires de SE.

Pour répondre à ces questions la thèse suit le plan suivant :

Partie 1 La zone d'étude et son évolution au XXe et XXIe siècle

- Chapitre 1** Une zone d'étude entre Limagne et Chaîne des Puys marquée par des changements démographiques et agricoles au XXe siècle
- Chapitre 2** Évolution de l'occupation du sol dans la zone d'étude entre 1946 et 2019

Partie 2 Approche écologique : mesures de trois services écosystémiques dans des conditions de succession végétale post-abandon

Chapitre 3 Un échantillonnage basé sur différents stades de succession

Chapitre 4 Mesures des effets de l'abandon et de la dynamique successioneille post-abandon sur la qualité du sol, le stock de carbone et la limitation de l'érosion

Partie 3 Approche sociale : services écosystémiques et perceptions de l'abandon et de la dynamique successioneille

Chapitre 5 Perceptions of vegetation succession following agricultural abandonment in the Massif Central region (France)

Chapitre 6 Services, disservices et gestion des stades de succession selon les habitants : résultats préliminaires

Partie 1 - La zone d'étude et son évolution au XXe et XXIe siècle

La première partie de la thèse a pour objectif de présenter la zone d'étude et son évolution au XXe et XXIe siècle. Les modifications de l'occupation du sol sont issues de changements des usages liés eux-mêmes à des évolutions démographiques, économiques et sociétales. Cette partie revient sur le contexte territorial dans lequel les changements d'occupation des sols ont lieu. Elle vise à comprendre et analyser l'ampleur de l'abandon agricole à partir de données cartographiques depuis 1946. Ainsi, elle produit des données sur lesquelles le reste du travail peut se construire.

Le **chapitre 1** s'attache à situer la zone dans la région aussi bien administrativement que géologiquement. Il présente la démographie de la zone et son évolution ainsi que son histoire agricole.

Le **chapitre 2** se concentre sur l'ampleur des changements d'occupation des sols depuis 1946, et en particulier celle de l'abandon et de l'expansion forestière. Elle est déterminée à partir de la production de deux cartes d'occupation des sols (1946 et 2019) qui ont ensuite comparées.

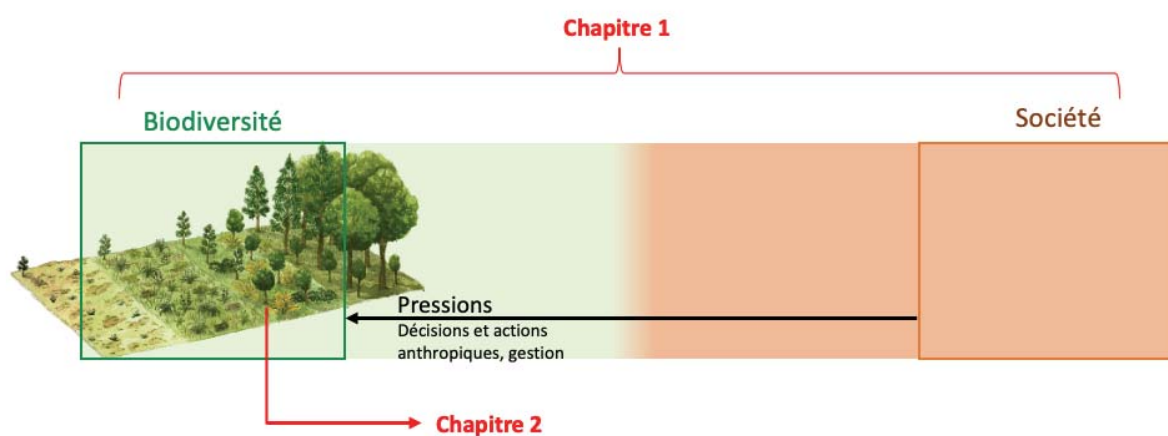


Figure 8. Focalisation de la **partie 1** dans le cadre général de la thèse. Le **chapitre 1** se concentre sur la présentation de la zone d'étude et le **chapitre 2** sur l'analyse des changements d'occupation des sols

Chapitre 1 - Une zone d'étude entre Limagne et Chaîne des Puys marquée par des changements démographiques et agricoles au XXe siècle

La zone d'étude est située en Auvergne (figure 9), ce chapitre vise à présenter certaines caractéristiques géologiques et géomorphologiques utiles pour comprendre son agriculture et pour l'analyse des SE. Je reviens également sur certains éléments relatifs à son histoire importants à connaître pour étudier ses changements d'occupations des sols et pour situer les perceptions des acteurs.

Comme expliqué précédemment le choix s'est porté sur cette zone, car comme le montre ce chapitre, elle est à la jonction de plusieurs systèmes (plaine, massifs), située en bordure de métropole, intégrée dans une seule entité administrative (la communauté de commune Mond'Arverne) et elle a connu dans son histoire des changements démographiques et d'occupation des sols importants marqué par l'abandon agricole.

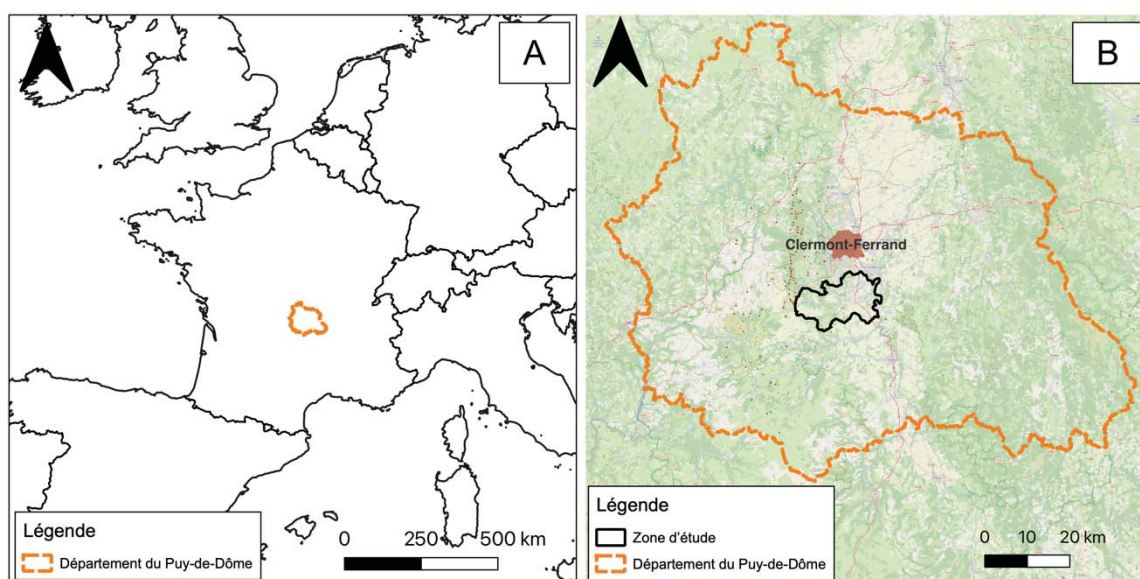


Figure 9. Cartes (A) du département du Puy-de-Dôme et (B) de la zone d'étude dans le département du Puy-de-Dôme

1. Contexte géologique et climatique d'une zone entre plaine et massif

1.1. Un relief caractéristique des pays coupés

La zone d'étude est à la jonction de la Chaîne des Puys, du massif des Monts Dore et de la plaine de la Limagne (figure 10). Elle est traversée par quatre cours d'eau et bordée à l'est par l'Allier. L'altitude y est comprise entre 300m a.s.l. et 1000m a.s.l.

Elle est caractéristique des « pays coupés » ou « pays des couzes¹¹ » composés de trois ensembles structuraux : un plateau cristallin et la série volcanique des puys à l'ouest, la plaine de Limagne sédimentaire à l'est, et entre les deux des séries de vallées orientées d'ouest en est créées par l'effet érosif des cours d'eau. Les pays coupés peuvent être considérés comme « des 'espaces entre', qui tiennent à la fois du plateau et de la plaine sans en être entièrement » (DREAL Auvergne, 2015). Cette partie de la Limagne est aussi appelée « Limagne des buttes ».

¹¹une couze étant un torrent

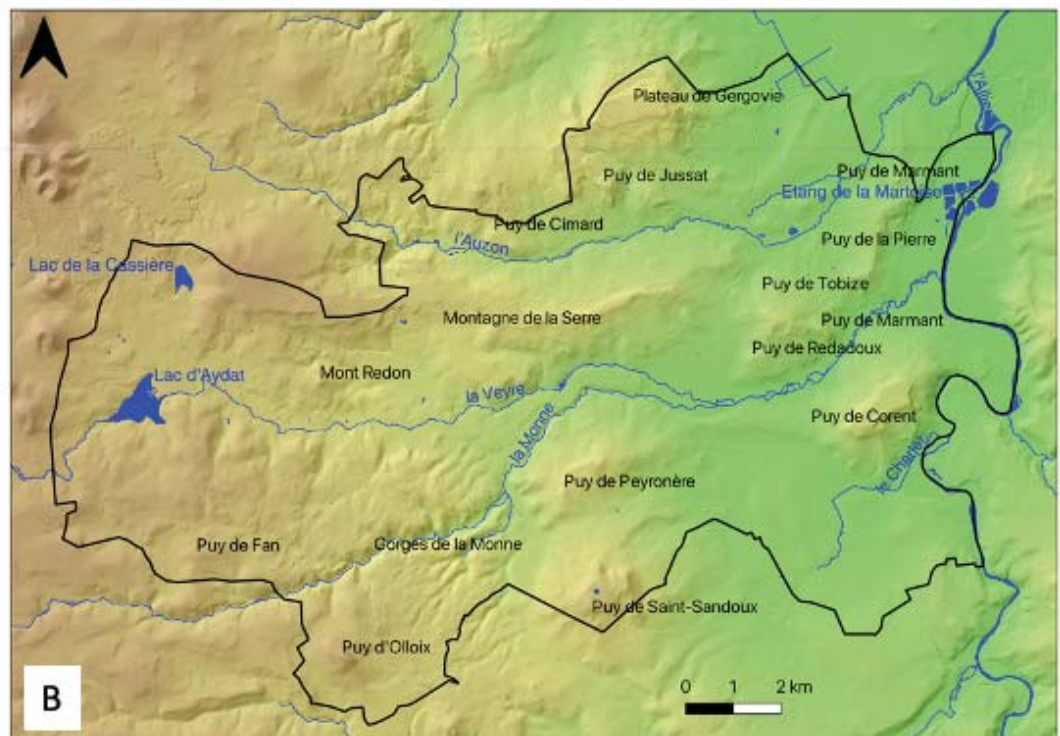
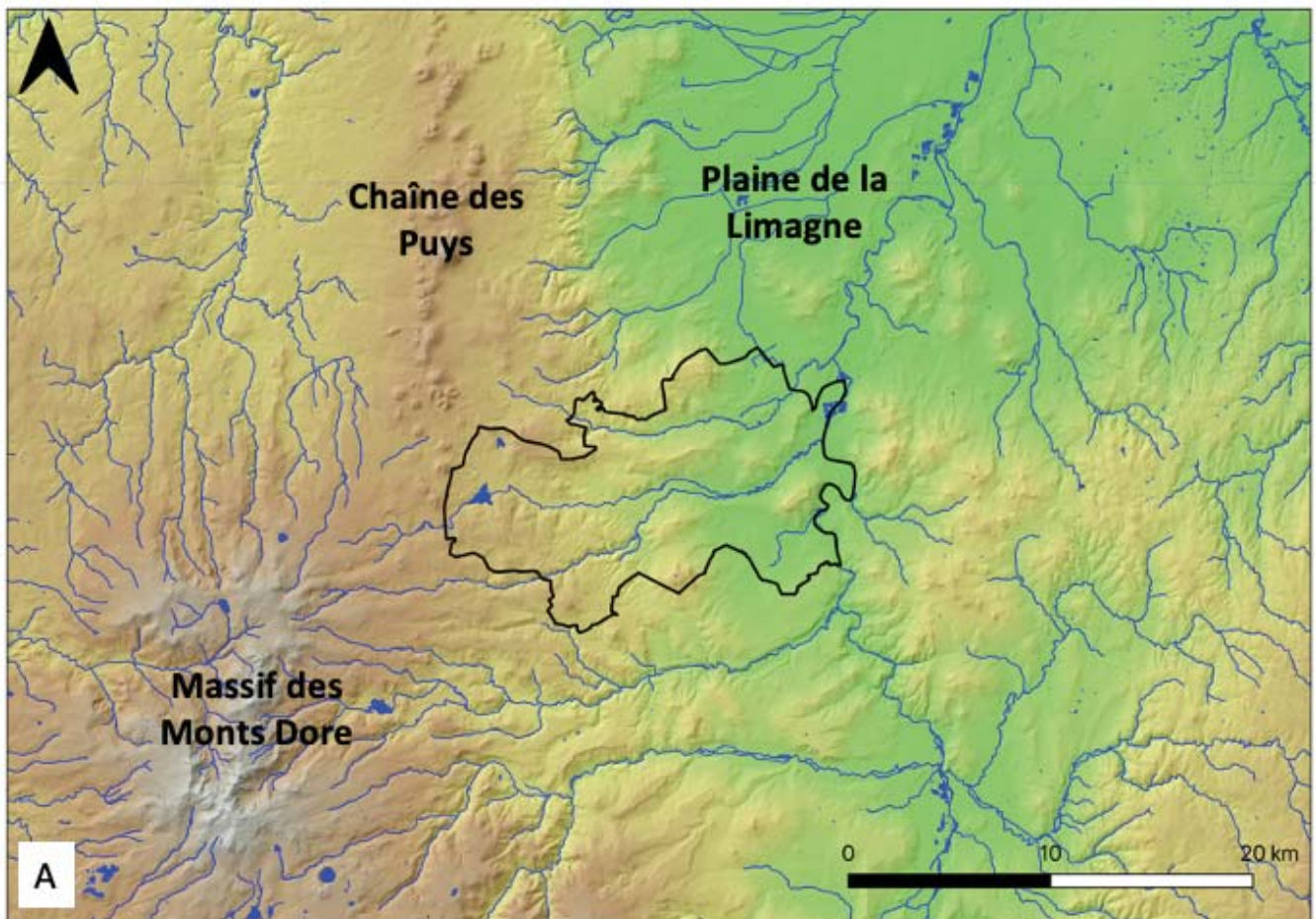


Figure 10. Cartes (A) Situation de la zone d'étude entre la Chaîne des Puys, le Massif des Monts Dore et la plaine de la Limagne et (B) cours d'eau et reliefs de la zone d'étude

Le relief de la zone d'étude provient d'une histoire géologique particulière. En effet la Chaîne des puys, le massif des Monts Dore et la plaine de la Limagne sont issus de plusieurs événements orogéniques. D'abord au paléozoïque avec l'édification d'une chaîne hercynienne, qui s'érode par la suite et forme le plateau cristallin. Ensuite au Cénozoïque la subduction alpine entraîne l'affaissement du bassin de Limagne et il en résulte la formation du fossé de Limagne qui se remplit de sédiments. Le volcanisme dans le Massif central (qui débute entre - 24 et 12 Ma) entraîne la formation de cheminées en Limagne et d'épanchements qui atteignent la plaine depuis l'est et l'ouest. Les roches volcaniques sont plus résistantes à l'érosion que les substrats sédimentaires ce qui crée des reliefs inversés et ainsi les « pays coupés ». Au miocène, vers 14 Ma, l'activité volcanique devient plus intense et met en place les grands volcans du Massif central dont les strato-volcans des Monts Dore. Au quaternaire le volcanisme donne naissance à la chaîne des puys (Boivin et al., 2017). La diversité de roches-mères dans la zone d'étude résulte de ces différents événements : socle granitique, magmas basiques pauvre en silice ou acides riche en silice, marnes et alluvions (une carte géologique est consultable en annexe 1, il s'agit d'une carte harmonisée d'une faible précision).

1.2. Un climat marqué par un effet foehn

Les massifs bordant la zone étant situés à l'ouest ils sont à l'origine d'un effet foehn. La zone bien qu'étant soumise à un climat océanique présente donc une relative sécheresse. Les données météo de la zone et de ses environs sont rares, néanmoins celles de stations au nord de la zone montrent la réduction de la pluviométrie de la chaîne des puys à la plaine (tableau 2)

1981 - 2010	Puy de Dôme (1994-2010) (Chaîne des puys)	Saint-Genès-Champanelle (est de la Chaîne des puys)	Aulnat (plaine)
Altitude (m)	1415	893	331
T° mois le plus chaud (°C)	13.6	16.6	20.3
T° mois le plus froid (°C)	-0.9	1.8	3.7
T° moy (°C)	5.9	8.7	11.64
Moy T° max (°C)	8.9	13.1	16.8
Moy T° min (°C)	2.8	4.3	6.6
∑ Précipitations (mm)	1650	796.1	578.9

Tableau 2. Données thermiques et pluviométriques (période 1981-2010, données météo France issues de Roux et al. (Roux, 2017))

1.3. Différents pédopaysages du plateau à la plaine

Bien qu'il n'y ait à ce jour pas de cartographie pédologique fine couvrant la totalité de la zone (pour les cartographies existantes voire en annexe 2 la carte pédologique de la chaîne des puys (Hétier, 1973), la carte pédologique du val d'Allier (Callot et al. 1966) et la carte des pédopaysages¹² du Puy-de-Dôme en cours de réalisation (Genevoix et al., 2019). Ces sources indiquent que la zone d'étude est aussi composée de plusieurs types de sols : majoritairement des sols bruns (sur socle, sur coulées volcaniques, sur basalte, sur marne, sur marno-calcaire, sur marnes colluvionnées, sur argile à graviers), des andosols sur scories et des sols d'alluvions. Les principales unités cartographiques de sols (UCS) de la zone sont (exemples figure 11) :

¹² Types de sol au sein des paysages

1. Plateaux des coulées volcaniques, aux rebords marqués sur des formations carbonatés et du socle, de pente faible à moyenne, localement forte à usage mixte
2. Versants sur granodiorite et cornéenne localement recouvertes par des projections volcaniques forestiers, à pentes fortes
3. Collines ondulées sur granodiorite et cornéenne localement recouvertes par des projections volcaniques à usage mixte, à pentes faibles à moyennes
4. Collines sur matériaux sédimentaires carbonatés ou non à pentes modérées à faibles à usage mixte
5. Plaines marneuses au relief ondulé enrichies en colluvions volcaniques issus des coulées, cultivées, à pentes faibles à très fortes
6. Plaines marneuses au relief ondulé, majoritairement cultivées à pentes faibles à modérées

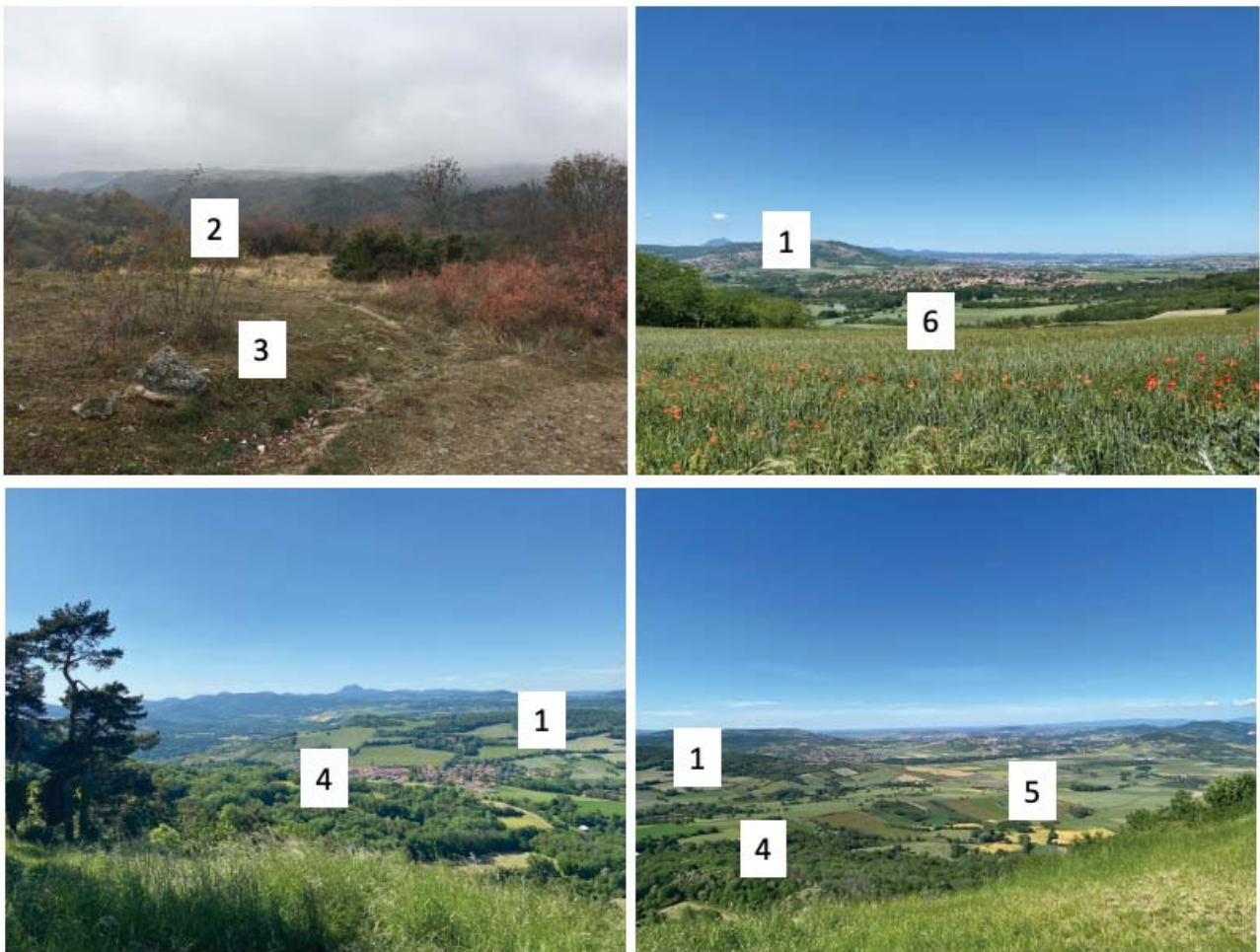


Figure 11. Photos de la zone d'étude illustrant les différents pédopaysages

2. Une zone d'étude dans la communauté de commune Mond'Arverne au centre du Puy-de-Dôme

Les pays coupés sont une région dépassant les limites de la zone d'étude mais afin de se placer dans une seule entité administrative la zone est comprise dans une communauté de commune celle de Mond'Arverne. 16 communes constituent la zone d'étude, elles font toutes parties de la communauté de communes Mond'Arverne (figure 12). Les communes les plus à l'ouest n'ont pas été considérées dans leur entièreté afin de rester en frontière de la Chaîne des Puys et du massif des Monts Dore. En effet ce sont des systèmes différents des pays coupés et déjà fortement étudiés, notamment pour la chaîne des puys.

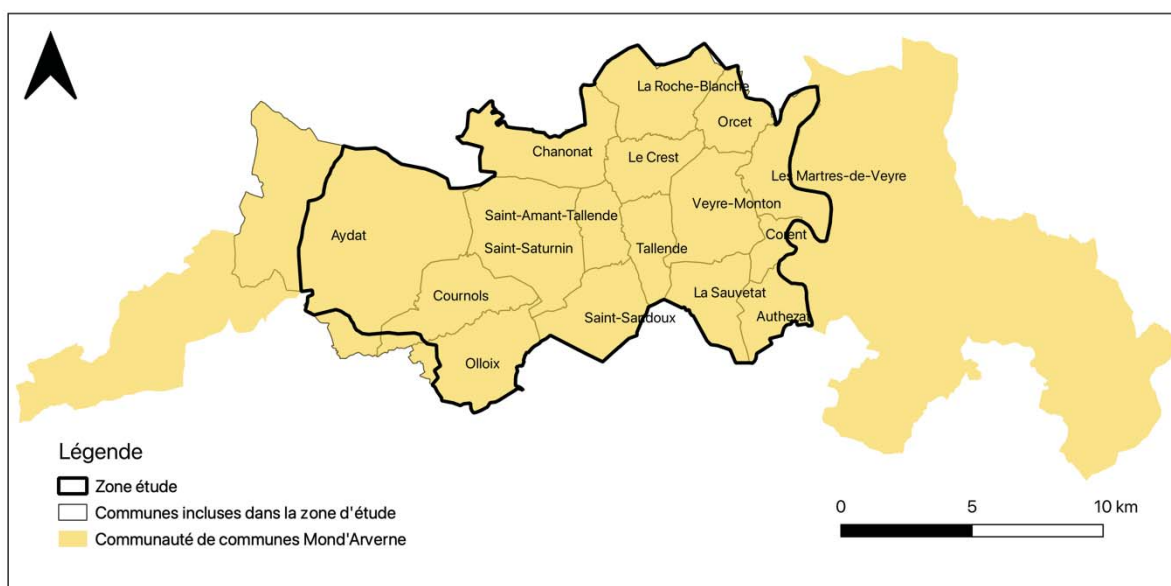


Figure 12. Carte des communes comprises dans la zone d'étude et contours de la communauté de communes

La zone d'étude est incluse dans l'aire urbaine de Clermont-Ferrand et est située entre cette ville et celle d'Issoire (figure 13). En 2019 ces villes comptaient respectivement 147 865 et 15 296 habitants ; et 274 141 habitants pour l'agglomération clermontoises dans son ensemble (INSEE). La vallée de l'Allier dans la plaine de Limagne entre ces deux villes est un axe de transport historique (Dacko, 2016) aujourd'hui constitué de l'autoroute A75 et de la ligne de train reliant Saint-Germain-des-Fossés à Nîmes-Courbessac.

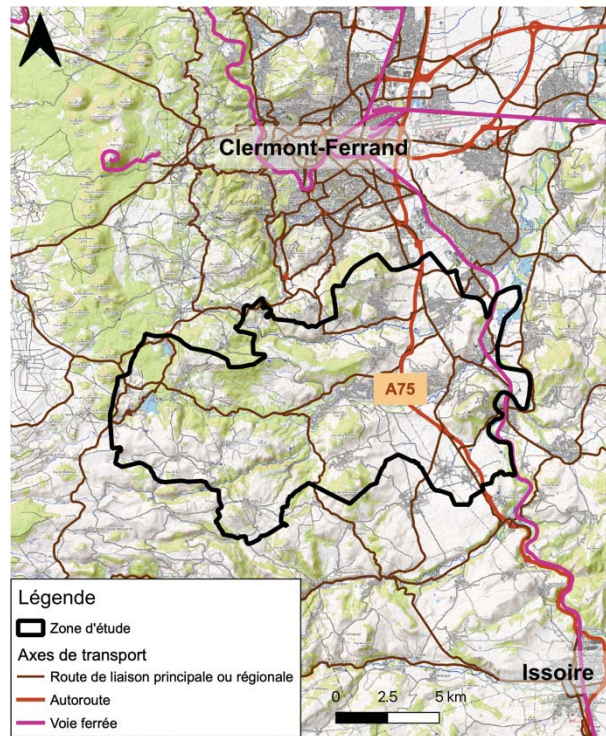


Figure 13. Carte de la zone d'étude entre Clermont-Ferrand et Issoire

Certaines communes font partie du Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne (PNRVA) créé en 1979 (Aydat, Chanonat, Saint-Saturnin, Cournols et Olloix) ; et trois zones Natura 2000 sont partiellement présente sur la zone, toutes trois gérées par le Conservatoire d'espaces naturels d'Auvergne (CEN Auvergne) : la Zone spéciale de conservation (ZSC) *Vallées et coteaux xérothermiques des Couzes et des Limagnes*, la ZSC *Val d'Allier – Alagnon* et la Zone de protection spéciale (ZPS) *Pays des Couzes* dont le diagnostic a été réalisé avec la Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO) (figure 14).

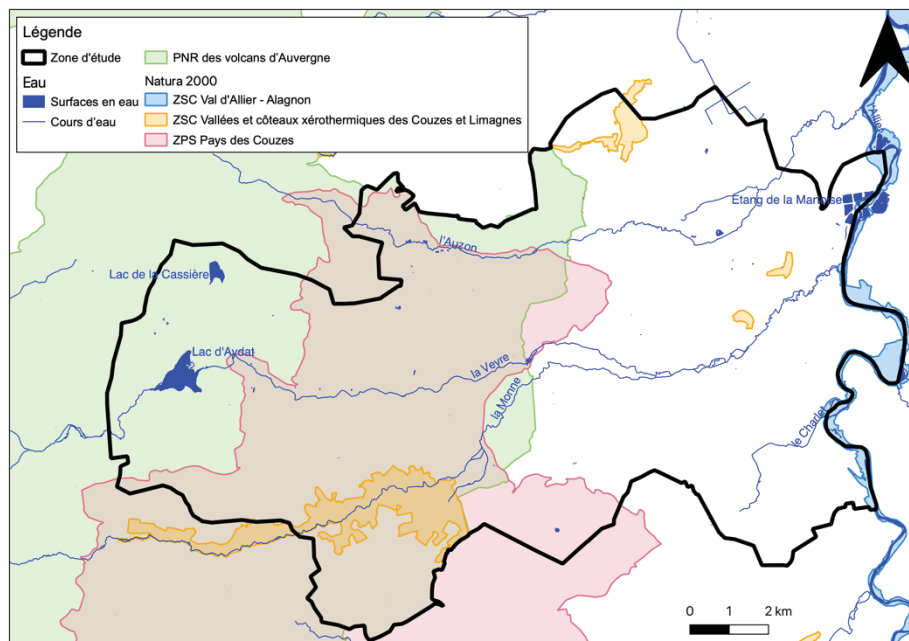


Figure 14. La zone d'étude inclus des zones N2000 et est partiellement comprise dans le Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne

3. La zone a connu d'importantes évolutions socio-démographiques dans son histoire récente

La population des communes a considérablement changé durant les deux derniers siècles (figure 15). Elle était de 21366 habitants en 1806 et a ensuite constamment diminuée jusque 1946 lorsqu'elle atteint un minimum de 9988 habitants. Depuis, la population n'a cessé d'augmenter : l'ensemble des communes de la zone d'étude comptent 27389 habitants en 2019.

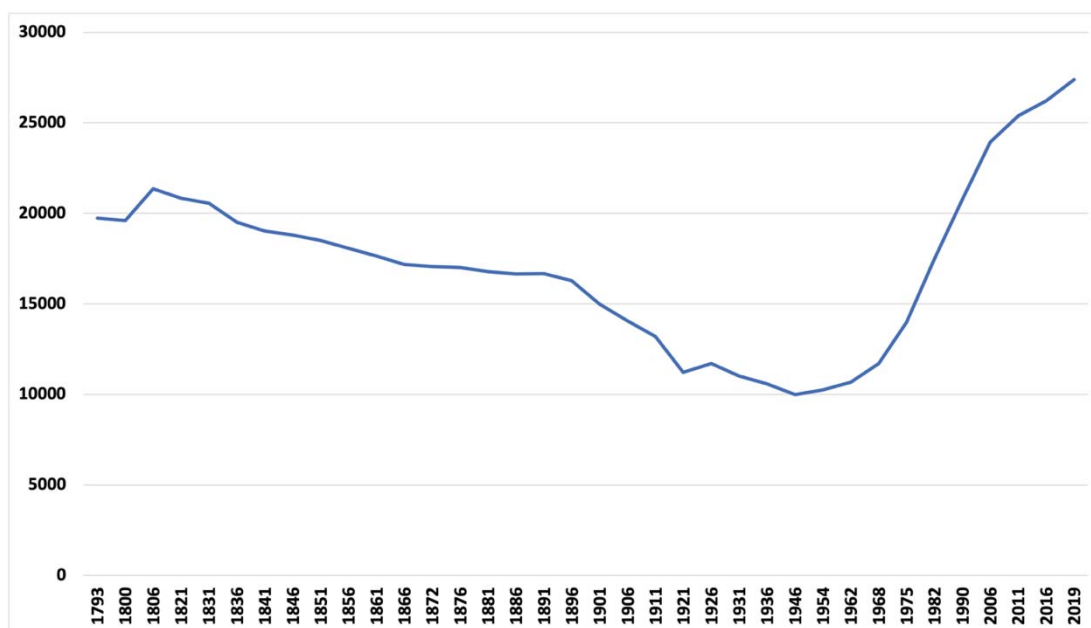


Figure 15. Évolution démographique des communes de la zone d'étude de 1793 à 2019 (source : INSEE)

Ces changements démographiques indiquent qu'il y avait une dynamique de départ des villages jusqu'au lendemain de la seconde guerre mondiale. Elle s'est inversée et il y a, à partir des années 1960, une dynamique d'installation dans la zone. Ces installations ne concernent pas toutes les communes de la zone : celles situées au nord et à l'est dans la plaine se sont plus peuplées que celles au sud. Cournoles et Olloix situées sur le plateau de part et d'autre des gorges de la Monne sont les communes les moins peuplées. Les Martres-de-Veyre, Veyre-Monton et La Roche-Blanche, situées dans la plaine, sont les communes les plus peuplées (figure 16).

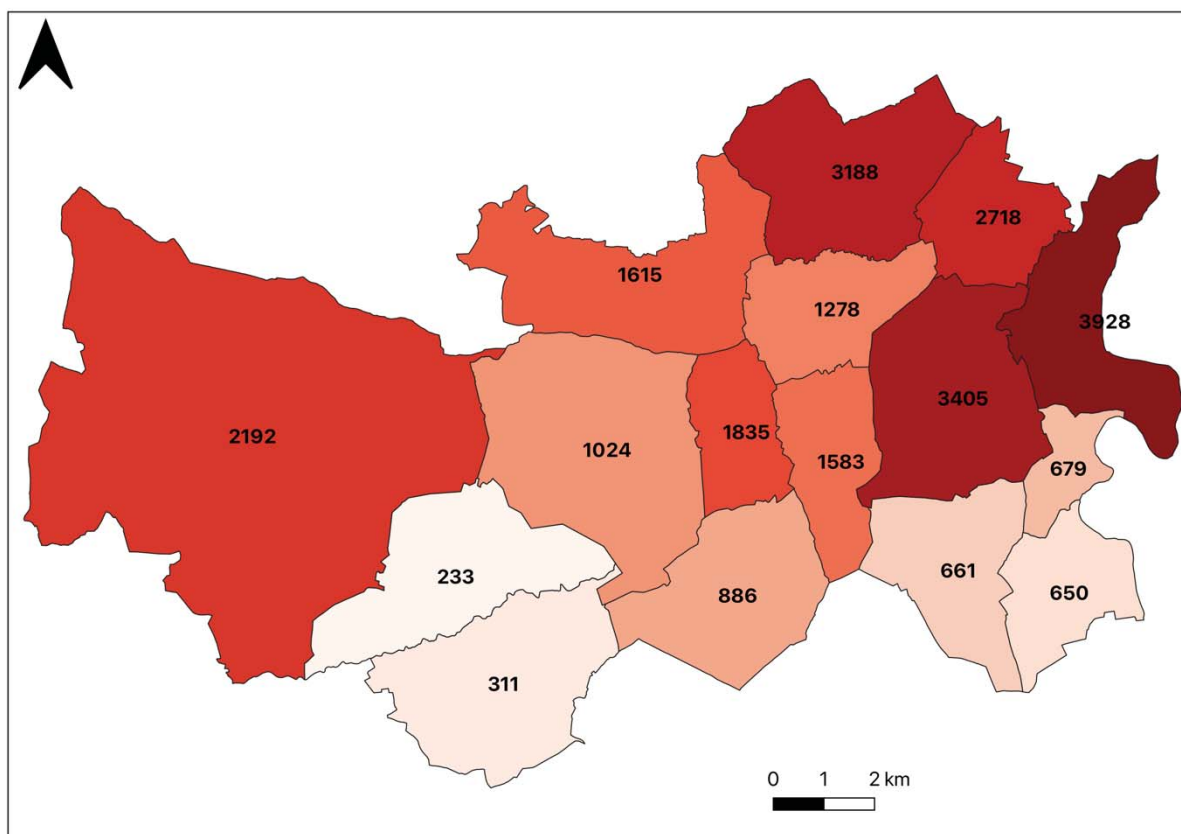


Figure 16. Nombre d'habitants dans les communes de la zone d'étude en 2019 (INSEE)

La perte de population au XIXe et XXe siècle s'apparente à un phénomène d'exode rural et les habitants qui s'installent à partir des années 1960 changent la composition de la population active (figure 17). Depuis 1968, deux catégories de la population active ont particulièrement diminué : les agriculteurs qui sont passés de 17.01% à 1.18%, et les ouvriers qui sont passés de 49.51% à 15.76%. En revanche, les employés sont passés de 10.32% à 27.32%, les professions intermédiaires de 8.08% à 29.13% et les cadres et professions intellectuelles supérieures de 1.81% à 19.74%. De plus 87% des actifs travaillent en dehors de leur commune de résidence (figure 18), les bassins d'emploi principaux étant Clermont-Ferrand et Issoire. Enfin, concernant l'âge de la population, le groupe le plus représenté sont les 45-59 ans, mais leur proportion est proche des 0-14 ans, 30-44 ans et 60-74 ans (figure 19). Ces proportions sont semblables aux proportions nationales, sauf pour les 15-29 ans (18% de la population française au 01/01/2022). Les communes de la zone d'étude sont donc surtout habitées par des familles et des personnes âgées. Ces données sont caractéristiques d'un phénomène de périurbanisation : des populations urbaines et surtout des familles s'installent en milieu rural proche des villes pour y habiter sans y travailler (Ravetz et al., 2013).

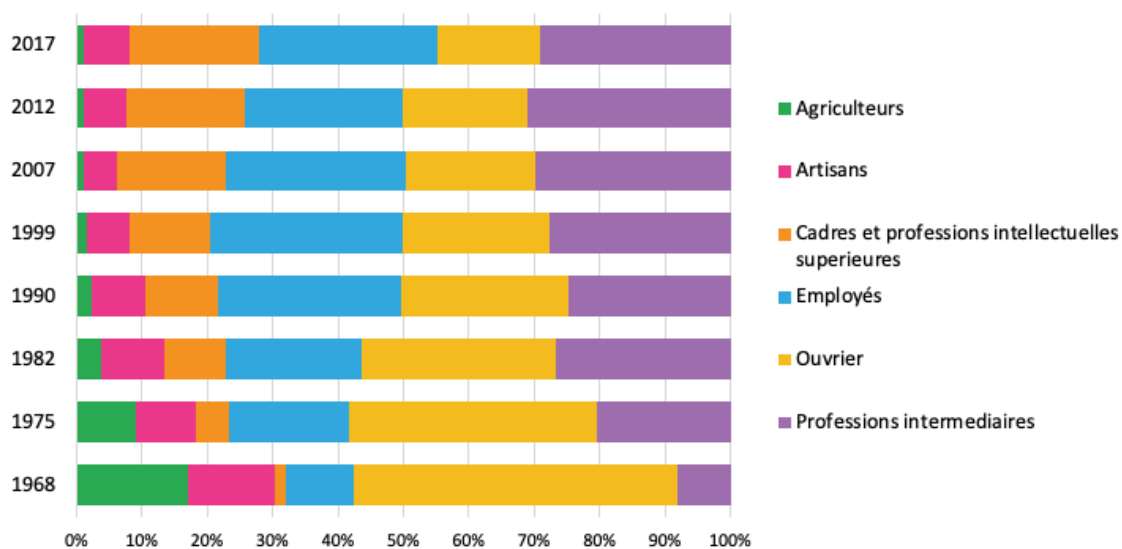


Figure 17. Évolution de la population active par CSP et activité des communes de la zone d'étude de 1968 à 2017 (source : INSEE)

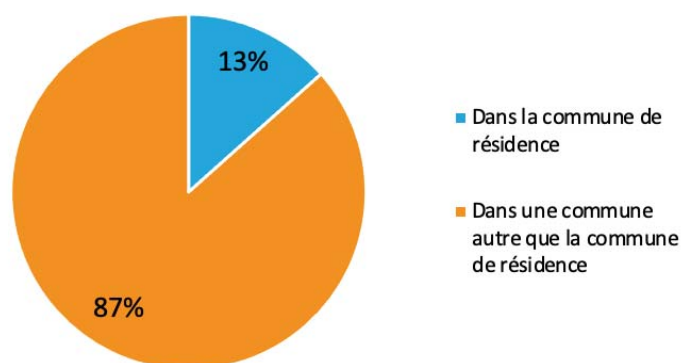


Figure 18. Lieu de travail des actifs de 15 ans ou plus ayant un emploi qui résident dans les communes de la zone d'étude en 2019 (INSEE)

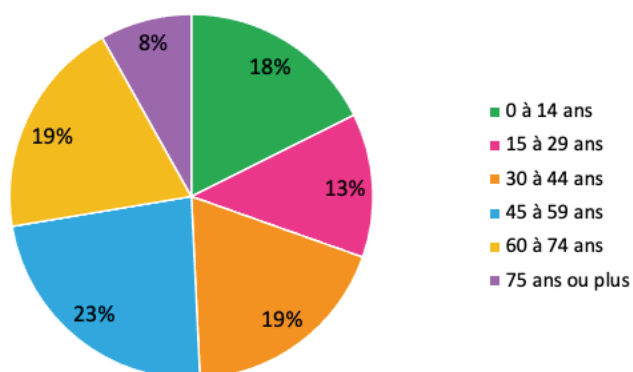


Figure 19. Part des différentes classes d'âge pour les 16 communes de la zone d'étude en 2019 (INSEE)

4. Une histoire agricole marquée par le déclin de certaines cultures

Il n'existe pas à ma connaissance d'étude dédiée à l'évolution agricole spécifique à la zone d'étude cependant d'autres sources s'intéressant au département du Puy-de-Dôme, à la région de Clermont-Ferrand, à la Chaîne des puys ou aux pays coupés, apportant un éclairage sur ces changements.

4.1. Des activités agricoles historiques diversifiées

Les montagnes du Massif central sont historiquement pastorales avec des élevages bovins ou ovins et un fonctionnement reposant sur des bergers ou des villages montagnards. Ce système change au XIXe siècle du fait de l'amélioration du bétail, des techniques et des marchés avant d'entrer en crise au milieu du XXe siècle. La concurrence avec des zones de plaines, la mécanisation, la dévalorisation des produits et le faible rapport entre travail et gain en sont des explications (Fel, 1984).

Le Puy-de-Dôme est aussi un territoire historiquement vigneron, selon certaines sources communales¹³, le département est l'un des principaux producteurs de vin au XIXe siècle. D'abord épargné par le phylloxéra qui touche les vignobles du midi dès 1864 (Levadoux, 1961), les vignobles du Puy-de-Dôme se développent et occupent 44000 ha au début des années 1890. Cependant, à partir de cette période, le phylloxera atteint également le département. Un redéveloppement est tenté après la crise mais une diminution progressive des surfaces en vigne a tout de même lieu expliquée par le mildiou et la baisse de la main d'œuvre.

Les pays coupés du Puy-de-Dôme et les versants en bordure de Limagne étaient aussi des zones de production fruitière. Ils sont propices à cette culture du fait de leur sol et de leur climat marqué par une certaine sécheresse. Les « confitures sèches » limagnoises sont mentionnées dès le XVe siècle (Harwich, 2000) et dans les années 1960 le département est le deuxième pour la production de fruits (DREAL Auvergne, 2015).

Enfin la plaine de la Limagne est principalement tournée vers la culture de céréales. Durant la première moitié du XIXe siècle « les agronomes (...) se {plaignent} de la funeste disposition des cultivateurs de la Limagne à tout sacrifier à la production des grains », néanmoins une thèse de 1932 indique qu'entre temps, d'autres cultures se sont développées en particulier la pomme de terre, la betterave sucrière et la prairie surtout temporaire (Arbos, 1932).

La zone d'étude est donc historiquement marquée par une diversité d'activités agricoles (élevage, viticulture, arboriculture, culture de plein champs) du fait de sa situation au carrefour de la montagne, du plateau, des coteaux et de la plaine. Il faut enfin noter que l'activité de certains agriculteurs était tournée vers de multiples productions. En particulier les viticulteurs étaient engagés dans un système polyculture-élevage-vigne, et des arbres fruitiers étaient souvent « dispersés parmi les vignes » (Harwich, 2000).

4.2. La situation agricole actuelle : grandes cultures et élevage

Aujourd'hui, dans la zone d'étude, l'activité agricole est tournée vers les grandes cultures (céréales, oléagineux) et l'élevage (pâturage, prairie de fauche) comme l'indique le registre parcellaire graphique (RPG) (figure 20). Il s'agit des surfaces agricoles déclarées par les agriculteurs en 2020 pour

¹³ Patrimoine de la ville d'Aubière <https://ville-aubiere.fr/patrimoine-environnement/le-patrimoine-aubierois/la-maison-du-phylloxera/> et <https://ville-aubiere.fr/patrimoine-environnement/le-patrimoine-aubierois/la-viti-viniculture/> ;

Amis de Saint-Saturnin <http://amis.saint.saturnin.free.fr/ENVIRONNEMENT/vegetation/vigne/vigne.htm>

toucher les aides de la Politique Agricole Commune (PAC). Il y a une forte différence entre le plateau en altitude et la plaine : les grandes cultures sont dans la plaine à l'est, et l'élevage à l'ouest. Il s'agit principalement d'élevage bovins sur les communes de Aydat, Cournols, Olloix et Saint-Saturnin est en grande majorité bovin ; sur le plateau de Gergovie il s'agit d'ovins.

La viticulture et l'arboricultures présentes historiquement dans la zone ne sont pas absentes mais très marginales. Ces cultures peuvent être sous-estimées par ces données car il n'y a pas d'aide de la PAC ou le montant des aides sont trop faibles pour conduire les exploitants à les demander. Des projets visant leur redéveloppement ont d'ailleurs lieu sur le territoire : par exemple un verger test a été installé en partenariat avec l'association Terre de Lien sur la commune de Saint-Amant-Tallende, le Côte d'Auvergne est devenu une Appellation d'Origine Protégée en 2011 et le Plan Local d'Urbanisme (PLU) de certaines communes inclus des zones Av strictement réservées à la culture viticole. Néanmoins elles ne sont plus des cultures dominantes. Il existe aussi une rare production en maraîchage et de plantes aromatiques et médicinales dans la zone. Enfin la majorité des exploitations est en agriculture conventionnelle mais certaines aussi en agriculture biologique.

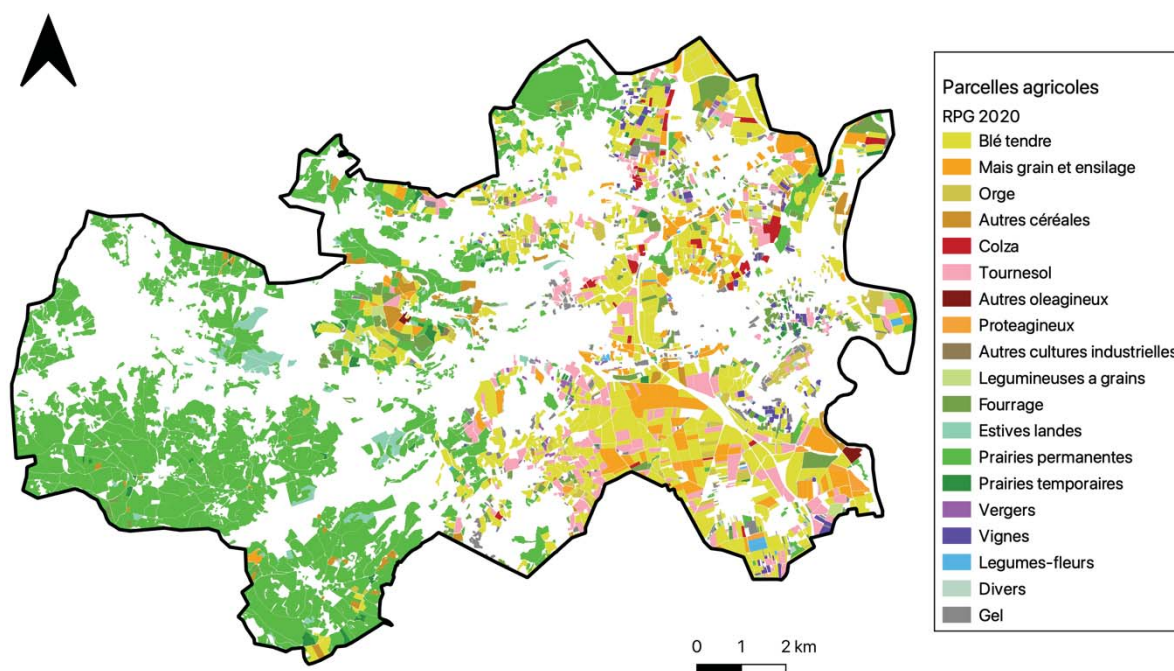


Figure 20. Cultures agricoles dans la zone d'étude en 2020 déclarées pour toucher les aides de la politique agricole commune

5. Conclusion

Cette thèse est donc construite autour d'une zone d'étude située dans le Massif central au sud de la ville de Clermont-Ferrand et au nord de celle d'Issoire. Elle est marquée par un relief particulier avec des massifs à l'ouest et une plaine à l'est. Son évolution démographique tend à montrer qu'un phénomène d'exode rural a été suivi d'une périurbanisation. L'activité agricole était historiquement dédiée à la vigne, l'arboriculture et la polyculture-élevage, en 2020 elle s'est modernisée et se caractérise par de l'élevage à l'ouest et des grandes cultures dans la plaine à l'est.

Ces données tendent à indiquer que la zone suit un phénomène de « transition forestière » : dans les économies développées l'utilisation de la forêt et l'activité agricole par les populations diminuent, celles-ci se concentrent en ville et la forêt se développe sur les anciennes terres agricoles (Meyfroidt & Lambin, 2011; Cervera et al., 2019; Egidi et al., 2021).

Chapitre 2 - Évolution de l'occupation du sol dans la zone d'étude entre 1946 et 2019

La zone d'étude a connu au cours du XXe siècle une diminution puis une croissance démographique ainsi qu'une transformation de son secteur agricole. Ce chapitre vise à connaître l'évolution de l'occupation des sols entre 1946 et 2019, en particulier l'ampleur de l'abandon agricole et de l'expansion forestière. et ce en vue de confirmer ces changements et de déterminer leur ampleur. Dans ce but, une cartographie diachronique de l'occupation des sols de la zone d'étude a été réalisée.

1. Cartographier les changements d'occupation des sols : questionnements et hypothèses

Le diagnostic de la zone effectué au chapitre précédent montre que l'activité agricole a changé et que des parcelles sont abandonnées. Des acteurs rencontrés indiquent que l'abandon agricole et l'expansion forestière sont un des enjeux majeurs de la zone. Néanmoins, la littérature montre que parfois certains changements perçus par les acteurs et la population ne correspondent pas forcément à ceux ayant effectivement lieu (Dallimer et al., 2009; Aretano et al., 2013). De plus, l'état du paysage qu'ils considèrent « de référence » influence leurs perceptions des changements (Moreau, 2019). Ce chapitre cherche donc à confirmer l'abandon et à vérifier si le territoire suit effectivement une transition forestière.

Ensuite connaître l'ampleur des changements d'occupation du sol apporte de la connaissance sur ceux-ci et permet d'en dresser un état des lieux. Cette démarche est ici appliquée à l'abandon et à l'expansion forestière mais elle est mise en œuvre pour d'autres changements d'occupation du sol : par exemple l'ampleur de la déforestation (Díaz-Gallegos et al., 2010), de la disparition des zones humides (Šantrůčková et al., 2017), de l'urbanisation (Pham et al., 2021). Les changements d'occupation des sols sont liés à des dynamiques sociales, économiques, démographiques et environnementales dont ils sont à la fois conséquences et causes. Les renseigner précisément est essentielle à leur étude.

Néanmoins, renseigner les changements d'occupation du sol nécessite des (1) données historiques, (2) leur interprétation (ce qui prend un temps considérable) et (3) souvent un travail interdisciplinaire (Yang et al., 2014). Par conséquent, peu de travaux sur les changements d'occupation du sol remontent avant les années 1970, décennie durant laquelle des outils comme landsat-1 ont été mis en place. La cartographie historique d'occupation du sol est donc une source d'information précieuse.

L'ampleur de l'abandon et de l'afforestation dépend des régions concernées. Dans une revue de littérature sur l'abandon dans les zones montagneuses d'Europe, Lasanta et al (2017) indiquent que les études de cas incluses (n=35) rapportent de 12% à 99% d'abandon, avec une moyenne de 52.5%. La variabilité d'un cas à l'autre est donc importante.

De plus, la période de référence est essentielle, l'évolution de la couverture forestière en France depuis l'âge du bronze (cf introduction) montre que celle-ci a considérablement changé au cours des derniers millénaire. Par conséquent le pourcentage d'abandon va varier en fonction de la date initiale choisie. Dans la revue de Lasanta et al., la période de référence varie entre le XIXe, le début du XXe siècle et le milieu du XXe.

Savoir où ont lieu l'abandon et l'expansion forestière permet d'étudier les conséquences du remplacement d'une occupation du sol par une autre et il s'agit d'un des objectifs de cette thèse.

Néanmoins, les régions aussi bien que les parcelles concernées par l'abandon dépendent des facteurs amenant à celui-ci. Les étudier permet donc aussi d'examiner les causes de ce changement. Ce travail de thèse ne vise cependant pas une recherche et une étude approfondie des causes de l'abandon dans la zone d'étude, il s'agit de comprendre les grandes lignes de son évolution et de fournir un cadre solide dans lequel inscrire la suite des résultats.

Les multiples raisons pouvant être derrière ce changement d'occupation du sol ont été évoquées précédemment (chapitre 1), elles sont ici résumées dans le tableau 3 et réparties entre facteurs biophysiques, socio-économiques et régionaux, et ceux liés aux exploitations agricoles.

Facteurs biophysique	Facteurs socio-économique et régionaux	Facteurs liés à l'exploitation
<p>Climat</p> <ul style="list-style-type: none"> • Températures basses • Aridité <p>Sol</p> <ul style="list-style-type: none"> • Drainage insuffisant • Texture et pierrosité • Profondeur des racines • Propriétés chimiques • Dégradation : érosion, salinité <p>Topographie</p> <ul style="list-style-type: none"> • Pente • Altitude • Exposition 	<p>Emploi et revenus</p> <ul style="list-style-type: none"> • Structure de l'emploi et des revenus • Manque de compétitivité du produit <p>Marché foncier</p> <ul style="list-style-type: none"> • Coût élevé de la terre • Taux d'achat et de vente des terres • Difficulté à louer les terres • Compétitivité de l'usage par rapport à d'autres alternatives économiques • Urbanisation <p>Plans PAC</p> <ul style="list-style-type: none"> • Découplage des paiements direct et du produit • Problème de renouvellement de contrat après 5 ans • Conditions sanitaires PAC pour les pays d'Europe centrale et de l'est (depuis 2004) <p>Population agricole</p> <ul style="list-style-type: none"> • Faible proportion de la population active • Faible proportion d'exploitants • Émigration de la population <p>Migration du rural vers l'urbain dû à</p> <ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la demande pour les produits • Augmentation des coûts agricoles • Développement du commerce étranger <p>→ Ce qui conduit à des prix plus faible et/ou des coûts plus élevés des produits agricoles</p>	<p>Structure</p> <ul style="list-style-type: none"> • Petite taille des parcelles • Fragmentation de l'exploitation • Isolement et difficulté d'accès • Champs difficilement mécanisables • Propriété des terres (part de location) <p>Revenu et finance</p> <ul style="list-style-type: none"> • Revenus de la ferme comparés à la moyenne régionale • Proportion de subventions dans les revenus • Investissements sur la ferme • Difficulté à capitaliser les terres agricoles <p>Intensité de l'activité</p> <ul style="list-style-type: none"> • Gestion extensive • Diminution de l'intensité <p>Caractéristiques des exploitants</p> <ul style="list-style-type: none"> • Proche de l'âge de la retraite • Manque de successeur dans la famille et en dehors • Revenu à temps partiel ou hors de la ferme • Formation et compétence insuffisante de la main d'œuvre • Dispute familiale sur l'héritage

Tableau 3. Facteurs de l'abandon agricole au XIXe, XXe et XXIe siècles (adaptation de (Lasanta et al., 2017; Ustaoglu & Collier, 2018))

L'abandon a lieu lorsque des exploitants agricoles ne conduisent plus leurs activités sur les parcelles. Les causes biophysiques incluent les caractéristiques du climat, du sol et de la topographie : des conditions défavorables rendent l'activité agricole difficile et plus propice à ne pas être maintenue. Parmi ces conditions se trouvent entre autres des températures trop hautes ou trop basses, des sols avec une faible qualité (par exemple forte pierrosité, faible épaisseur, forte pente).

Les causes socio-économiques et régionales concernent l'emploi, les revenus, la compétitivité des produits, le marché du foncier et les plans de la PAC. Une situation économique défavorable à

l'agriculture incluant de faibles revenus, un manque de compétitivité et un difficile accès à la terre favorisent l'abandon. Le contexte régional joue aussi un rôle dans le dynamisme de la population agricole.

Enfin, l'échelle de l'exploitation est aussi essentielle. La tendance à l'abandon peut être liée à des caractéristiques des exploitants (âge avancé, manque de reprise, manque de compétences) et de l'activité : faibles revenus de la ferme, faible mécanisation et extensivité. En effet, en parallèle de l'abandon, le XXe a connu un autre changement au sein des zones agricoles : l'intensification via la mécanisation et l'utilisation accrue d'intrants (Matson et al., 1997; T. van der Sluis et al., 2016). Il en résulte que les régions isolées avec des parcelles peu intensifiables notamment celles de montagnes, sont plus sujettes à l'abandon et à l'expansion forestière que les régions intensifiables (Levers, Schneider, et al., 2018).

Ces facteurs de l'abandon soulignent que ce phénomène a lieu en parallèle d'autres changements d'occupation des sols touchant aux zones agricoles. Il s'agit donc en particulier de l'intensification mais aussi de la faible compétitivité de l'usage agricole par rapport à d'autres alternatives économiques, l'urbanisation est aussi un des facteurs d'abandon menant à l'artificialisation de ces terres.

Il faut noter que tous ces facteurs n'ont pas la même force à toutes les périodes. Par exemple Diry et Mignon (CERAMAC, 2000) montrent que dans le Massif Central les facteurs biophysiques étaient dominants au XIXe et au début du XXe siècle, d'où le fait que les parcelles à fortes pentes ou au sol peu propices ont un couvert forestier développé à la fin du XXe siècle ; en revanche les parcelles à un stade buissonnant et arbustif à ce moment-là ont été abandonnées surtout pour des raisons relatives aux exploitations, leur localisation est donc plus indépendantes des facteurs biophysiques.

Compte tenu de la littérature et des caractéristiques de la zone d'étude (chapitre 1) des hypothèses peuvent être émises :

- Les parcelles concernées par l'abandon se situent en majorité dans les zones peu favorables à l'agriculture (pentes, sols fins). L'ampleur du phénomène devrait être modérée car certaines parties de la zone présentent des conditions favorables à l'agriculture en particulier la plaine.
- L'abandon/expansion a lieu en parallèle de changements socio-économiques, d'une transformation du monde agricole et d'une périurbanisation une augmentation des zones urbaines et une intensification des zones agricoles ont eu lieu en même temps que l'abandon/expansion.

Afin de décrire, quantifier et localiser les changements de l'occupation du sol, une cartographie diachronique de l'occupation du sol a été réalisée dans ce travail de thèse à partir de photos aériennes.

2. Méthode de cartographie

Un ensemble de données et d'informations sur la zone ont été collectées afin de permettre le travail de cartographie.

2.1. Orthophotographies historiques

Les principales sources d'information pour la cartographie sont des orthophotographies de la zone d'étude. Celles-ci ont été créées à partir de photos aériennes issues de campagnes de vol mises à disposition par l'IGN. Le vol le plus ancien dans la région date de 1946. J'ai combiné les photos aériennes en un raster avec le logiciel metashape d'Agisoft puis orthorectifiées et géoréférencées par des points dont les coordonnées et l'altitude sont renseignées manuellement. Neuf orthophotographies de la zone ont été créées (1946, 1962, 1974, 1978, 1981, 1984, 1986, 1989) et quatre orthophotographies

(1999-2001, 2004-2009, 2016 et 2019) étaient disponibles via un serveur WMS du Centre Régional Auvergne-Rhône-Alpes de l'Information Géographique (CRAIG).

Les années 1946 et 2019 ont été choisies afin d'avoir la situation la plus ancienne et la plus récente possible.

2.2. Données d'occupation des sols existantes

Aucune donnée d'occupation du sol n'existe pour l'année 1946 en revanche des bases de données ont été utilisées pour aider celle de 2019 :

- Les formations végétales forestières et naturelles, produites par l'Office National des Forêts (ONF). Le fichier de forme de l'ONF a été créé via l'utilisation d'une méthode semi-automatique (reconnaissance d'images) suivie d'une étape de vérification par SIG et relevés sur le terrain.
- Les données du RPG de 2017. L'Agence de Services et de Paiement produit ces données à l'aide des déclarations des exploitants sur l'usage de leurs parcelles. Étant donné que cette information est seulement déclarative, les parcelles agricoles non déclarées auprès de la PAC ne sont pas comptabilisées.
- Les informations de l'Urban Atlas (2018). Cette base de données locales centrées sur l'agglomération clermontoise contient 27 classes notamment différentes densités du bâti et diverses occupations anthropiques (sites de construction, golf, terrains de football, etc.).
- La BD TOPO de l'IGN

2.3. Choix et définition des catégories d'occupation du sol

Le choix des catégories a été guidé par plusieurs objectifs et contraintes :

- La nécessité de catégories qui permettent de répondre aux questions de recherche
- Le besoin d'avoir les mêmes catégories pour 1946 et 2019
- La précision de l'orthophotographie historique qui peut limiter l'interprétation

Huit catégories ont été choisies : la forêt, la végétation arbustive et buissonnante, les forêts plantées, les vergers, les zones agricoles, l'eau libre, l'urbain et l'artificiel, les voies de communication. Elles sont définies dans le tableau 4.

La cartographie de la végétation arbustive et buissonnante, des forêts et des forêts plantées permet de renseigner l'expansion forestière en la distinguant des plantations forestières. Les différents types d'agriculture n'étaient pas distinguables avec certitude sur l'orthophotographie de 1946 à l'exception des vergers, ils ont donc été rassemblés dans une catégorie commune.

Catégorie	Définition et précisions
Forêt (FO)	D'après la FAO, la forêt se définit comme étant un « territoire occupant une superficie d'au moins 0,5 hectares avec des arbres capables d'atteindre une hauteur supérieure à 5 mètres, un couvert arboré de plus de 10% et une largeur moyenne à la base d'au moins 20 mètres » (FAO, 2000). Cette définition a été prise en considération pour cette étude en ajoutant comme critère le fait de percevoir distinctement la canopée des arbres. De plus, les vergers (qui ont fait l'objet d'une catégorie à part entière) et les haies (incluses dans la catégorie adjacente la plus importante) ont été exclus.
Végétation arbustive et buissonnante (VAB)	Cette végétation se caractérise par la présence d'arbustes, de buissons, de jeunes arbres. Elle est détectable par la texture du couvert « moutonneuse » et/ou la présence d'herbe et/ou la couleur plus claire que celle des arbres de forêt. Elle est souvent révélatrice d'un abandon d'une parcelle agricole.
Forêt plantée (FP)	La définition de la forêt plantée est la même que celle de la forêt à l'exception qu'elle se distingue par l'alignement des arbres issus des plantations et des semis.
Verger (VE)	D'après l'IGN (BD forêt 2014), « un verger est un terrain composé d'arbres fruitiers d'une surface supérieure à 50 ares ». Néanmoins, pour cette étude, la surface cartographiée a été réduite à 0,1 ha dans le but d'en détecter un plus grand nombre.
Zones agricoles (ZA)	Cette classe comprend les cultures, les prairies, les vignes et les jardins. Les cultures correspondent aux parcelles destinées aux cultures de céréales, d'oléagineux, de protéagineux et aux prairies. Nous avons décidé d'inclure les vignes dans cette catégorie car elles peuvent être facilement confondues avec d'autres cultures sur les photographies d'autant plus sur celles de 1946. Les regroupements de jardins, souvent observables en périphérie des villes, ont également été inclus dans cette catégorie. Tous les types d'occupation agricoles sont donc regroupés dans cette catégorie sauf les vergers. De plus il faut noter que pour 1946 la distinction de ces types d'occupations n'est pas possible du fait de la résolution et de la qualité de la carte. En 2019 il est possible de les distinguer mais ils sont regroupés pour permettre leur comparaison.
Eau libre (EU)	Cette classe comprend les lacs (Aydat et La Cassière), la rivière de l'Allier, les étangs et autres étendues d'eau importantes. Les cours d'eau dont la largeur était inférieure à 50 m (la Veyre, la Monne et l'Auzon) n'ont pas été pris en compte car ils sont souvent sous le couvert arboré et donc indétectables.
Urbain et artificiel (UA)	D'après Bastié et Dézert (Bastie & Dézert, 1991), l'urbain et l'artificiel correspond aux « activités et fonctions urbaines qui, par définition, sont non agricoles ». Les espaces bâtis (habitats, hangars, etc.) et non bâtis (terrain de golf, espaces verts urbains, carrières, etc.). De plus, toute catégorie comprise dans la continuité du bâti (inférieure ou égale à 200m) est à inclure dans l'urbain et l'artificiel.
Voie de communication (VC)	1946 : Grandes routes, routes, voie ferrée et chemins importants reliant les villes et hameaux. 2019 : Autoroute, bretelles et routes d'importance 2, 3 et 4 (selon les données de l'IGN de la BD TOPO 2021) et voie ferrée.

Tableau 4. Catégories d'occupation du sol cartographeur. Tableau adapté du mémoire de Allègre H. 2021.

Des exemples de ces catégories sont visibles figure 21 et figure 22. En outre pour les identifications de 2019, les orthophotographies précédentes ont pu être utilisées pour éclairer l'historique de la parcelle (par exemple la plantation d'arbres).

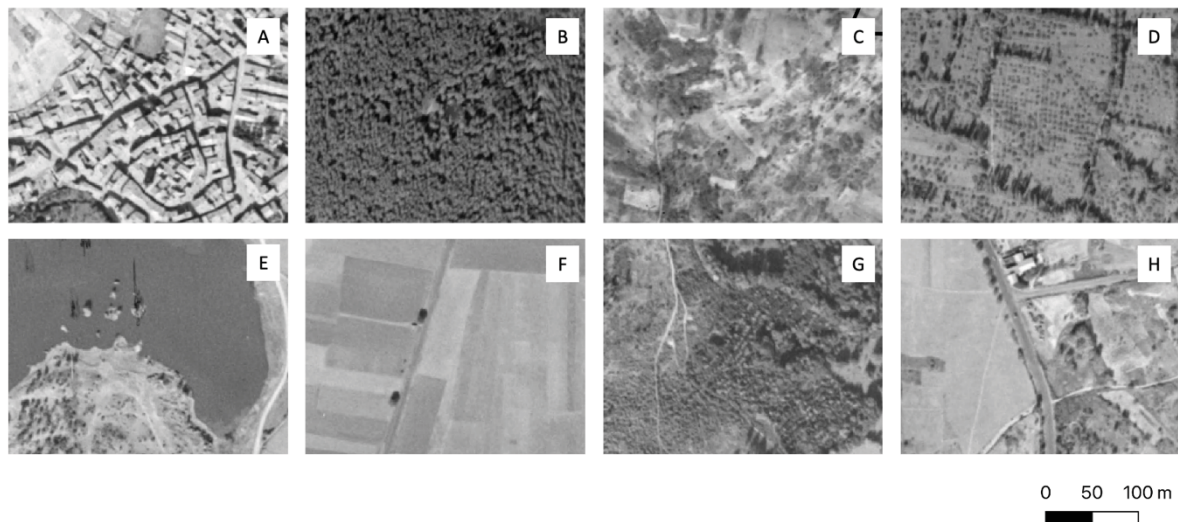


Figure 21. Catégories d'occupation du sol utilisées pour la cartographie et exemple de leur visualisation sur l'orthophotographie de 1946. A = Urbain et artificiel, B = Forêt, C = Végétation arbustive et buissonnante, D = Verger, E = Eau libre, F = Zones agricoles, G = Forêt plantée, H = Voie de communication



Figure 22. Catégories d'occupation du sol utilisées pour la cartographie et exemple de leur visualisation sur l'orthophotographie de 2019. A = Urbain et artificiel, B = Forêt, C = Végétation arbustive et buissonnante, D = Verger, E = Eau libre, F = Zones agricoles, G = Forêt plantée, H = Voie de communication

2.4. Digitalisation

La carte de 1946 a été créée entièrement par digitalisation via photo-interprétation sur logiciel SIG (QGIS, ArcGIS et ArcGIS Pro), d'autres méthodes ont été envisagées mais compte tenu de type

de matériel (photo noire et blanc) le choix s'est porté sur cette méthode. Des polygones ont donc été tracés pour représenter chaque objet et l'associer à une catégorie. Des photographies aériennes plus récentes (1954, 1962 et 1974) ont parfois permis de définir un objet en cas de doute sur les observations de 1946.

La carte de 2019 a été créée en partie en s'appuyant sur les bases de données disponibles (cf 2.2.). L'orthophotographie de 2019 était ensuite la principale donnée utilisée pour la photo-interprétation des objets non-représentés. En cas de doute, les orthophotographies de 2016 et d'autres dates antérieures ainsi que les images satellites de Google Maps et son module « street view » ont été utilisées pour apporter des précisions. La digitalisation s'est déroulée en plusieurs étapes : combinaison des sources de données, première photo-interprétation, généralisation (simplification des formes des polygones), découpage pour résoudre les superpositions, remplissage des discontinuités entre les polygones, deuxième photo-interprétation, vérification globale, cartographie des voies de communication, vérification sur le terrain et réajustements.

Ce travail a été réalisé avec la participation de stagiaires : Loan Ferreira, Quentin Arnault et en particulier Hugo Allègre.

2.5. Comparaison des cartes

La comparaison de l'occupation du sol en 1946 et en 2019 a été réalisée par logiciel SIG via l'outil union (QGIS) (agrégation dans ArcGis) permettant d'obtenir une carte de transition (shapefile) où chaque polygone a une valeur d'occupation du sol de 1946 et une de 2019. Un tableau croisé dynamique permet d'obtenir une matrice de transition.

3. Résultats de la cartographie de l'occupation des sols

3.1. L'abandon et l'expansion forestière : un phénomène d'ampleur

Les cartes obtenues (figures 23 et 24) montrent que l'occupation du sol a considérablement évolué entre 1946 et 2019.

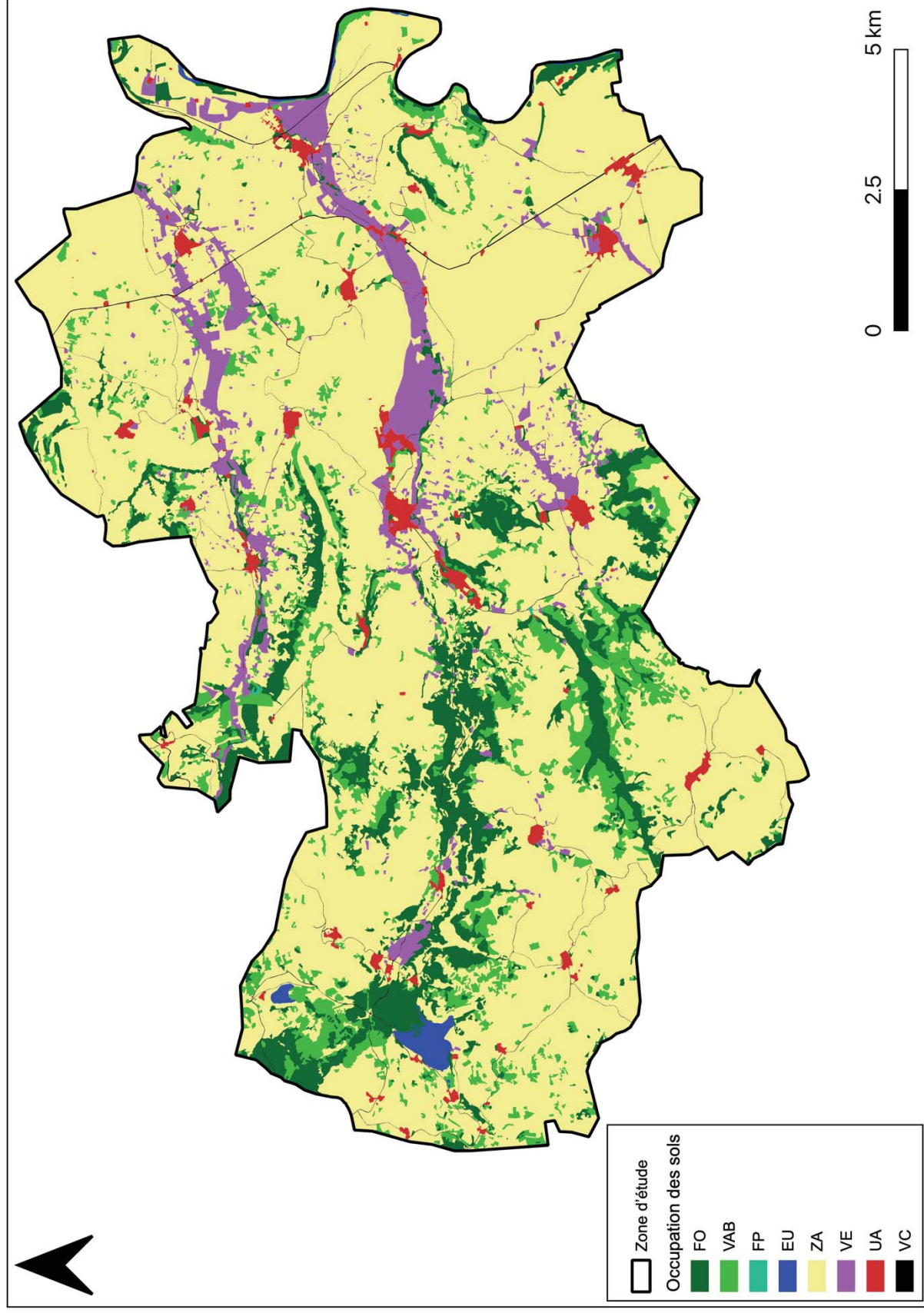


Figure 23. Carte de l'occupation du sol de la zone d'étude en 1946. FO = forêt, VAB = végétation arbustive et buissonnantes, FP = forêt plantée, EU = eaux libres, ZA = zones agricoles, VE = vergers, UA = urbain et artificiel, VC = voies de communication

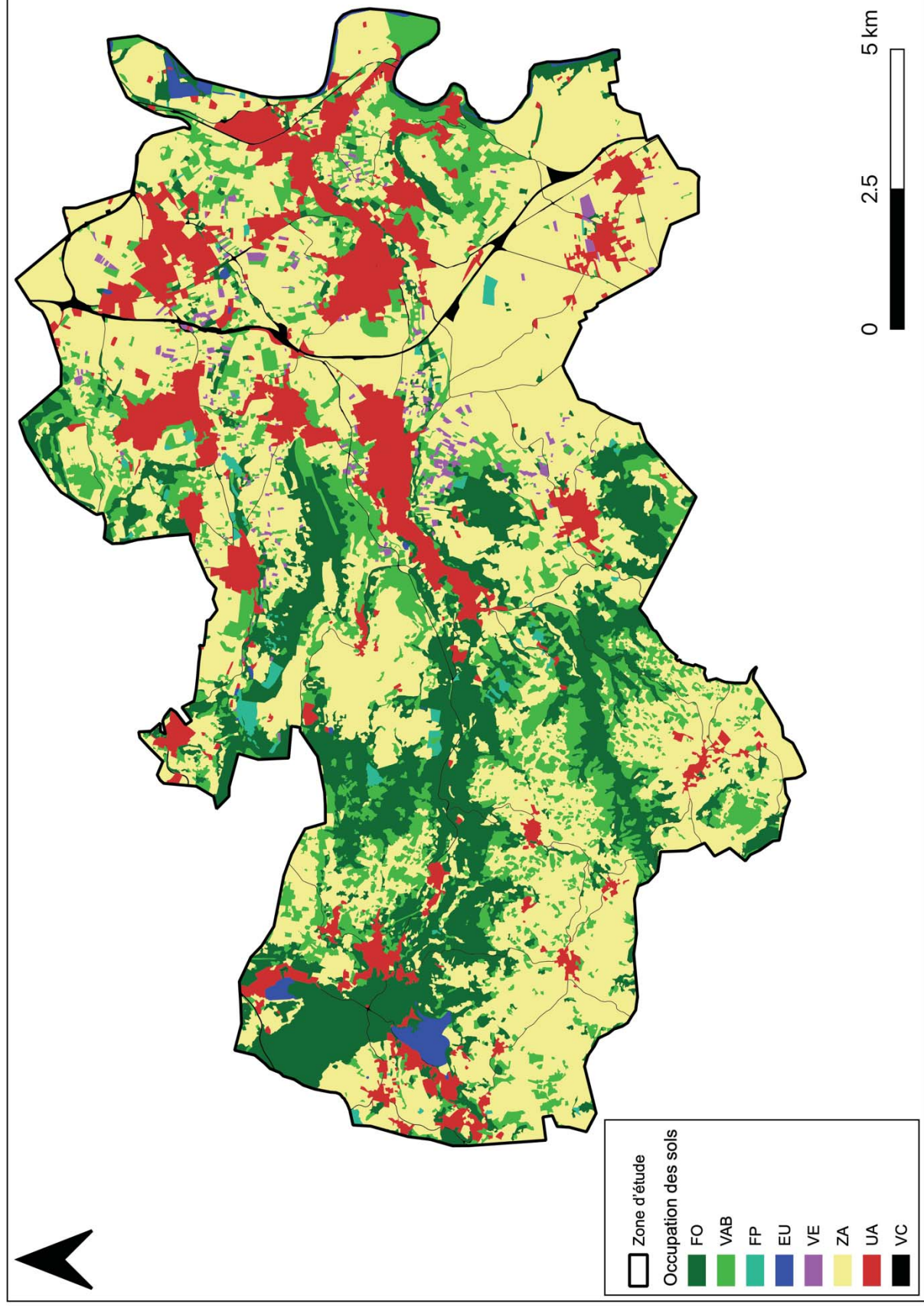


Figure 24. Carte de l'occupation du sol de la zone d'étude en 2019. FO = forêt, VAB = végétation arbustive et buissonnante, FP = forêt plantée, EU = eaux libres, ZA = zones agricoles, VE = vergers, UA = urbain et artificiel, VC = voies de communication

Les surfaces boisées (forêts, forêts plantées, végétation arbustive et buissonnante) et l'urbain et l'artificiel ont augmenté dans la zone d'étude. En revanche, les zones agricoles ont diminué et les vergers ont quasiment disparu. Les zones agricoles recouvraient 11955.66 ha en 1946 et sont passées à 8351.59 ha en 2019, soit une diminution de 36.72% (tableau 5, 6 et 7).

		2019								Total
		ZA	VE	VAB	FO	FP	UA	EU	VC	
1946	ZA	7571.67	110.04	1806.54	914.83	64.39	1318.34	36.07	143.78	11965.66
	VE	434.47	37.00	100.41	125.87	11.93	187.05	3.53	14.01	914.27
	VAB	239.76	1.85	456.01	596.77	14.21	61.06	7.03	8.58	1385.27
	FO	69.76	1.09	89.58	1526.56	33.66	46.75	7.54	7.12	1782.06
	FP	0.58	0.00	0.00	1.79	0.08	0.00	0.00	0.04	2.49
	UA	10.88	0.29	1.58	3.65	0.00	319.26	0.01	0.99	336.66
	EU	1.59	0.00	0.71	9.17	0.00	87.49	0.20	0.09	99.25
	VC	22.88	0.51	6.01	7.55	0.19	47.26	0.53	57.95	142.88
Total	8351.59	150.78	2460.84	3186.19	124.46	2067.21	54.91	232.56		

Tableau 5. Matrice de transition, surface des différentes occupations du sol en 1946 et en 2019 (en ha).

		2019								Total
		ZA	VE	VAB	FO	FP	UA	EU	VC	
1946	ZA	63.28	0.92	15.10	7.65	0.54	11.02	0.30	1.20	100
	VE	47.52	4.05	10.98	13.77	1.30	20.46	0.39	1.53	100
	VAB	17.31	0.13	32.92	43.08	1.03	4.41	0.51	0.62	100
	FO	3.91	0.06	5.03	85.66	1.89	2.62	0.42	0.40	100
	FP	23.29	0.00	0.00	71.89	3.21	0.00	0.00	1.61	100
	UA	3.23	0.09	0.47	1.08	0.00	94.83	0.00	0.29	100
	EU	1.60	0.00	0.72	9.24	0.00	88.15	0.20	0.09	100
	VC	16.01	0.36	4.21	5.28	0.13	33.08	0.37	40.56	100

Tableau 6. Rapport des surfaces des occupations du sol en 1946 et 2019 (% des surfaces de 1946)

		2019							
		ZA	VE	VAB	FO	FP	UA	EU	VC
1946	ZA	90.66	72.98	73.41	28.71	51.74	63.77	65.69	61.82
	VE	5.20	24.54	4.08	3.95	9.59	9.05	6.43	6.02
	VAB	2.87	1.23	18.53	18.73	11.42	2.95	12.80	3.69
	FO	0.84	0.72	3.64	47.91	27.04	2.26	13.73	3.06
	FP	0.01	0.00	0.00	0.06	0.06	0.00	0.00	0.02
	UA	0.13	0.19	0.06	0.11	0.00	15.44	0.02	0.43
	EU	0.02	0.00	0.03	0.29	0.00	4.23	0.36	0.04
	VC	0.27	0.34	0.24	0.24	0.15	2.29	0.97	24.92
total	100	100	100	100	100	100	100	100	

Tableau 7. Rapport des surfaces des occupations du sol en 1946 et 2019 (% des surfaces de 2019)

Cette diminution des zones agricoles s'est faite surtout au profit des forêts (7.65%), de la végétation arbustive et buissonnante (15.10%) et de l'urbain et l'artificiel (11.02%) (figure 25). Une dynamique d'expansion forestière est donc visible, les forêts ont augmenté de 78.79% en 73 ans et la végétation arbustive et buissonnante de 77.64%. L'ensemble des forêts, forêts plantées, et végétation arbustive et buissonnante recouvre 34.71% de la zone en 2019. La majorité de la forêt de 1946 est restée

de la forêt jusqu'en 2019 (figure 25), son expansion s'est faite majoritairement sur la végétation arbustive et buissonnante et sur les zones agricoles. La végétation arbustive et buissonnante de 1946 est devenue pour 43.08% de la forêt, pour 17.31% des zones agricoles et pour 4.41% de l'urbain et l'artificiel, enfin 32.92% est restée de la végétation arbustive et buissonnante. Son expansion s'est faite principalement sur les zones agricoles. Cela signifie qu'une partie des zones agricoles abandonnées après 1946 ont atteint un stade forêts durant ce laps de temps et qu'une partie de la végétation arbustive et buissonnante est restée à ce stade sans atteindre celui de forêts.

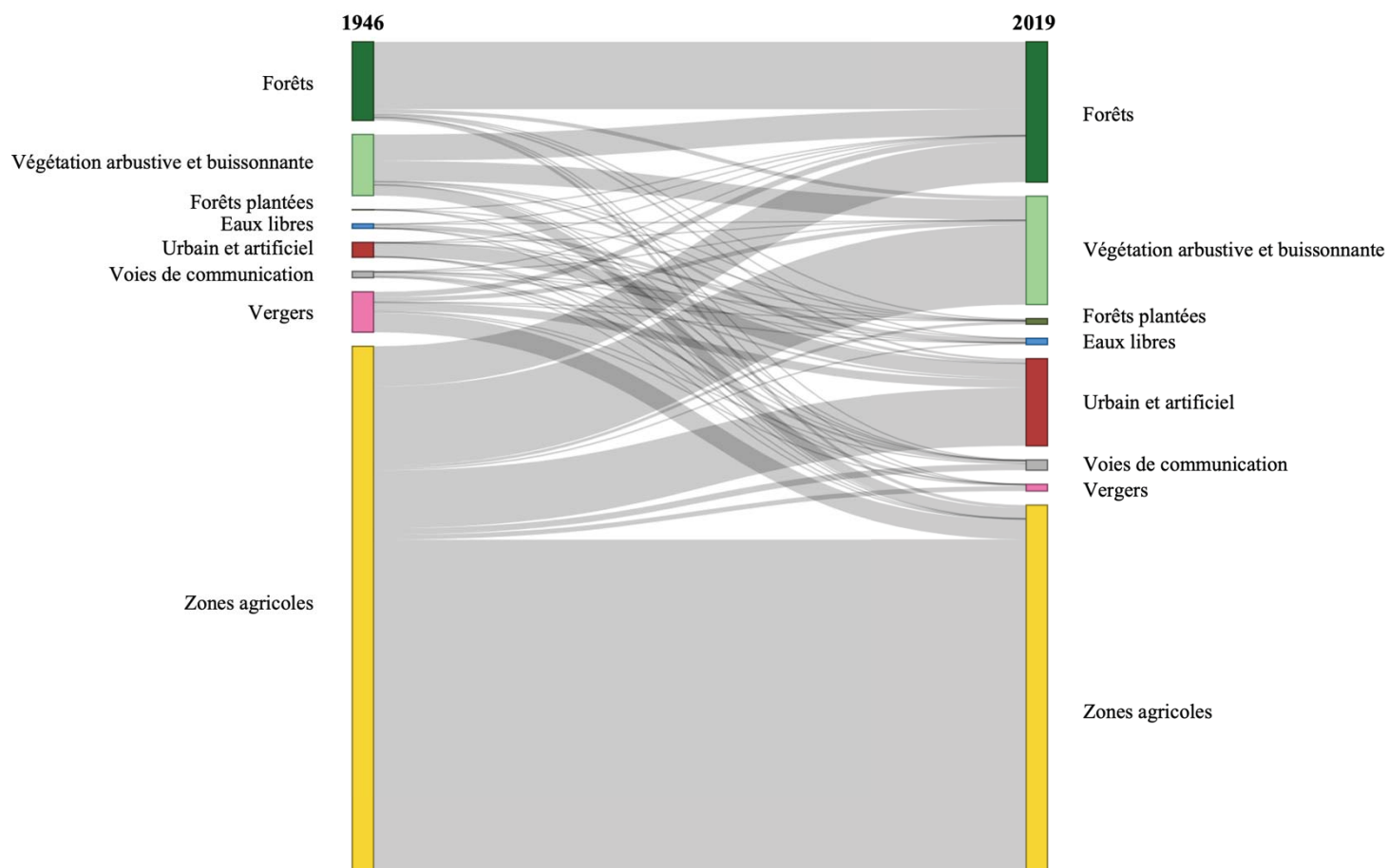


Figure 25. Diagramme de Sankey du flux en valeurs absolues des surfaces des différentes catégories d'occupation du sol entre 1946 et en 2019

3.2. La localisation de l'abandon sur les pentes et en continuité avec les zones déjà boisées

En 1946, les forêts et la végétation arbustive et buissonnante sont donc peu présentes. Elles se situent surtout dans l'ouest de la zone dans les vallées (Monne, Veyre) ou sur les zones de pente (montagne de la Serre, plateau de Gergovie, puy de peyronère, puy de Saint-Sandoux et puys de Corent) (figure 26). En 2019, les forêts et la végétation arbustive et buissonnante sont considérables. Elles sont toujours plus présentes à l'ouest qu'à l'est. Leur expansion s'est faite en continuité avec celle de 1946 dans les vallées, sur les puys et la montagne de la Serre. Néanmoins, des patchs de végétation arbustive et buissonnante sont visibles à l'est vers les puys de Redadou, Marmant, Tobize et de la Pierre. A l'ouest, un enrichissement des prairies du plateau cristallin a aussi lieu avec l'apparition de patch de végétation arbustive et buissonnante.

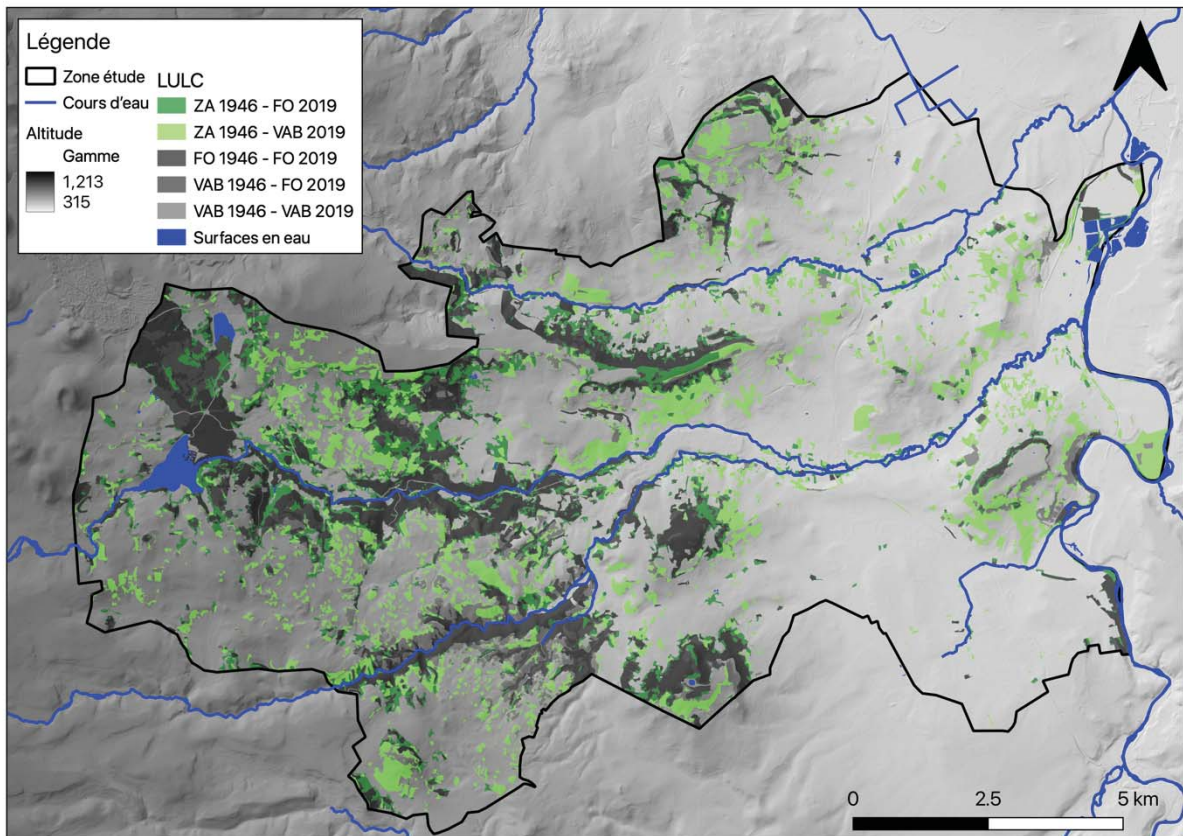


Figure 26. Localisation de l'expansion forestière. ZA = zones agricoles, FO = Forêt, VAB = végétation arbustive et buissonnantes

L'expansion forestière est visible sur les pentes des puys (figure 27). En (27A) l'alignement des villages de Tallende, Saint-Amant-Tallende et Saint-Saturnin borde le pied de la face nord du puy de Peyronère. Celui-ci est recouvert d'une forêt déjà présente en partie en 1946. Des parcelles abandonnées couvertes de végétation arbustive et buissonnante se trouvent en deçà de la forêt au nord et à l'ouest. Sur le puy de Corent (27B) de la forêt est aussi présente en bordure du plateau (qui lui est cultivé). Entre cette forêt et les agglomérations des Martres-de-Veyre et de Veyre-Monton la pente est occupée par des parcelles cultivées et d'autres en cours de boisement.

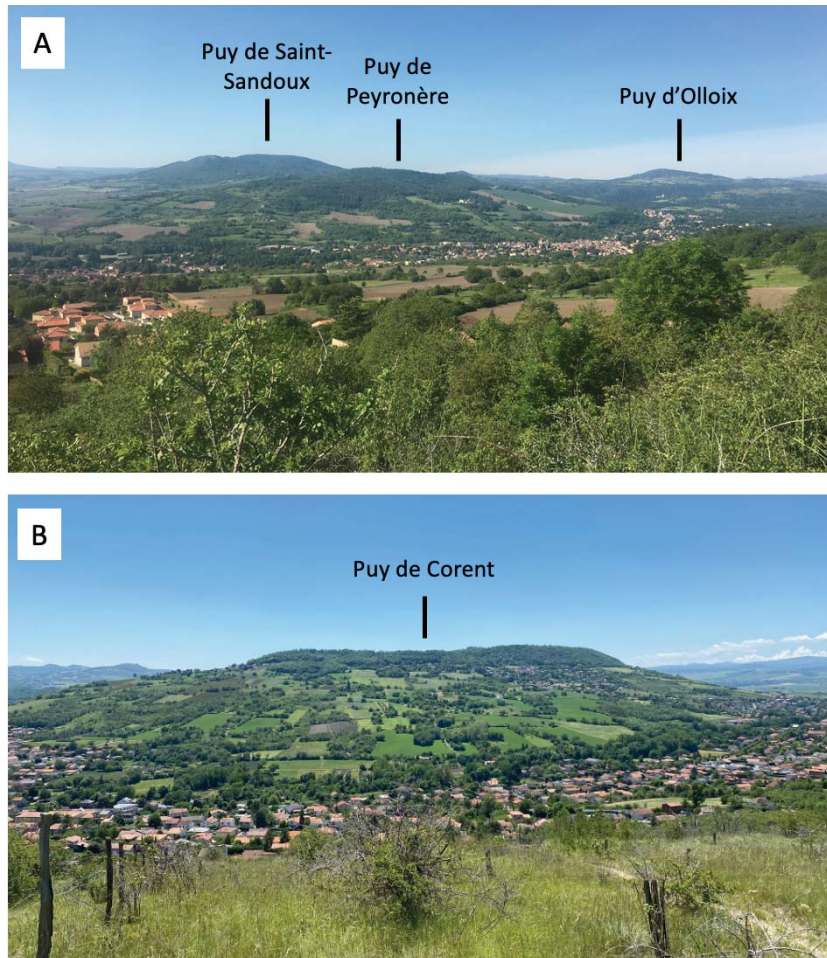


Figure 27. (A) Vue des puy de Saint-Sandoux, Peyronère, et Olloix depuis la montagne de la Serre située au nord. (B) Vue du puy de Corent depuis le puy de Marmant situé au nord

3.3. Les autres changements d'occupation du sol : intensification et urbanisation

En parallèle des changements quantitatifs des différentes catégories d'occupation du sol celles-ci connaissent aussi des changements qualitatifs et c'est particulièrement le cas pour les zones agricoles dont le mode d'exploitation des terres change. Le parcellaire agricole visible sur les orthophotographies (figure 28) corrobore la description de l'histoire agricole (II) avec l'agrandissement des parcelles et l'homogénéisation des zones agricoles. Sur ces photos sont visibles en (28A) l'augmentation de la taille des parcelles ; en (28B) un gradient : à l'est il y a une augmentation importante de la taille des parcelles, à l'ouest il y a soit une augmentation plus faible de la taille des parcelles, soit un abandon et un développement de la végétation ligneuse ; en (28C) l'augmentation la taille des parcelles et certaines parties gagnées par la forêt.

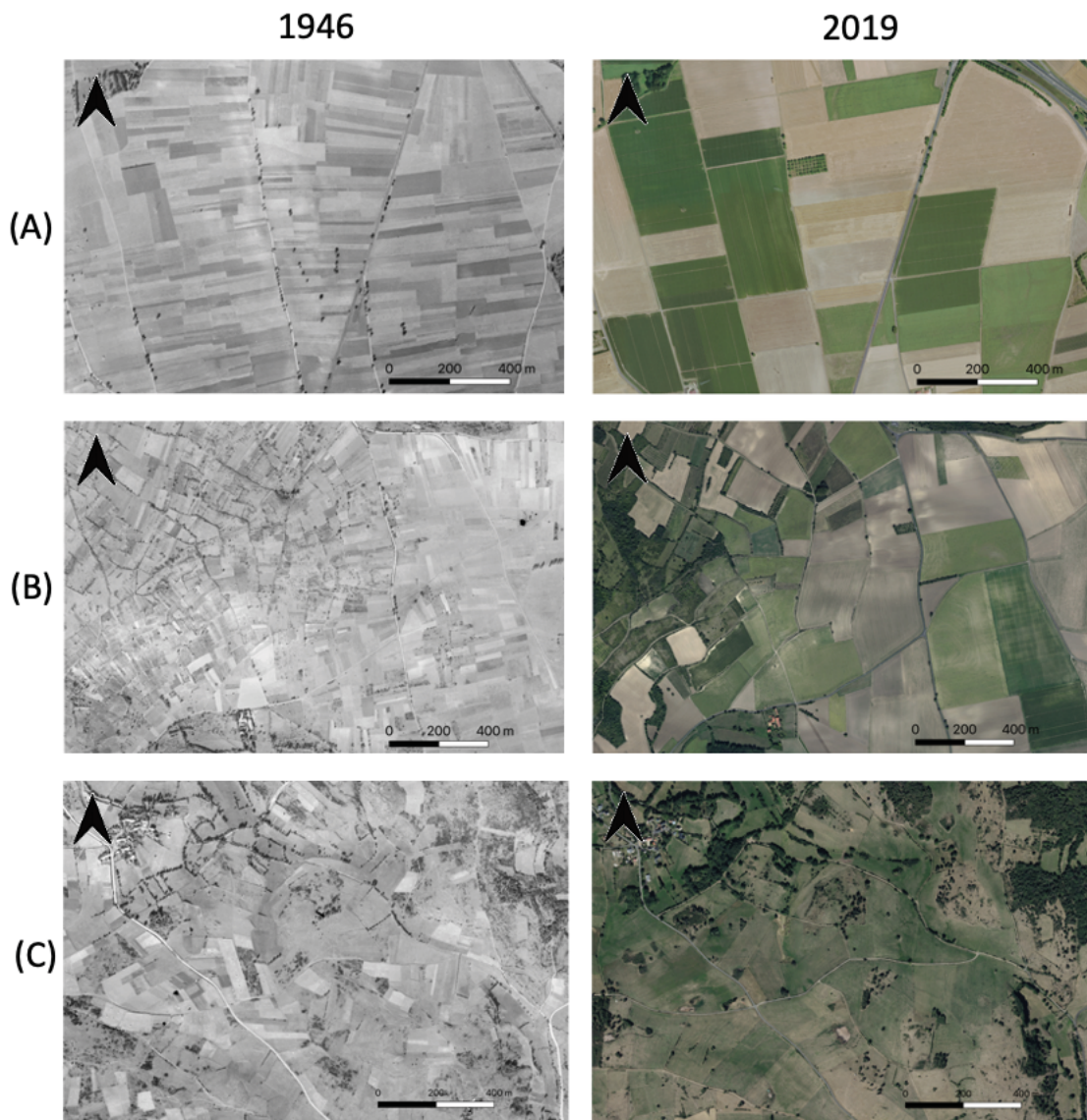


Figure 28. Photos aériennes de trois zones (A) en plaine, (B) entre plaine et coteaux et (C) sur le plateau ouest, en 1946 et en 2019

Les résultats indiquent également une augmentation de la taille des zones urbaines et artificielles. Elles occupent 2.02% de la zone d'étude en 1946 et 12.43% en 2019. L'urbanisation a majoritairement lieu dans les zones planes (plaines, fond de vallée) et près des lacs. 63.77% de l'urbanisation a lieu sur des zones agricoles et 9.05% sur des vergers.

4. Discussion des résultats

La cartographie diachronique montre que l'occupation du sol dans la zone d'étude a connu une importante recomposition entre 1946 et 2019 dont un phénomène d'abandon agricole et d'expansion forestière. Des zones agricoles et des vergers ont arrêtés d'être cultivés et une succession végétale y a démarré : 22.89% de leur surface de 1946 a été remplacée par de la végétation arbustive et buissonnante ou de la forêt. Cela signifie que l'abandon est important mais de moindre ampleur que dans d'autres

régions européennes : dans les monts Ibériques l'abandon peut atteindre 99% de certaines régions (Lasanta et al., 2017).

4.1. Un lien fort entre changement d'occupation des sols et la démographie

Plusieurs facteurs sont à l'origine de l'abandon agricole amenant à de l'expansion forestière (tableau 1). En France la diminution de la population rurale au cours des XIXe et XXe siècles (Hérault, 2016) est un facteur d'abandon agricole : les populations des campagnes partent s'installer en ville diminuant la main d'œuvre agricole et donc la surface exploitable (Ustaoglu & Collier, 2018). L'évolution de la population de la zone d'étude invite à distinguer deux phases.

Premièrement, un exode rural a lieu entre la fin du XVIIIe siècle et 1946. Celui-ci est synonyme d'une diminution de la main d'œuvre agricole qui entraîne de l'abandon. Il est donc probable que les surfaces de forêt et de végétation arbustive et buissonnante présentes en 1946 soient elles-mêmes déjà issues d'une dynamique successione post-abandon. De plus, la carte de Cassini¹⁴ même si elle est à considérer avec précaution indique que la zone est majoritairement constituée d'espaces ouverts ainsi que de vignobles et des landes au XVIIIe siècle.

Deuxièmement, après 1946, la population réaugmente mais sa part menant à une activité agricole continue de diminuer. Entre 1968 et 2017 la part des agriculteurs diminue constamment au profit d'autres professions. De plus, la part des ouvriers diminue également, et en France nombreux d'entre eux étaient des « ouvriers-paysans » *ie* ils cumulaient cet emploi avec de l'activité agricole (Barberis, 1973; Rinaudo, 1987). Il y a donc un découplage entre la population habitant la zone et sa part pratiquant une activité agricole. Ce phénomène est bien renseigné en France (CERAMAC, 2000) et un signe de périurbanisation (Bertrand & Marcepoil, 1999).

4.2. La forêt s'étend et l'agriculture se concentre dans les zones propices

En 1946, l'occupation du sol de la zone d'étude est dédiée à 77% à de l'activité agricole. Comme nous l'avons vu précédemment, il s'agit de polyculture, d'élevage ovin et bovin, d'arboriculture, de viticulture, et de culture de plein champ notamment des céréales. Entre 1946 et 2019, certaines cultures disparaissent presque en particulier la vigne, les vergers, la polyculture et l'élevage ovin. Il faut cependant noter que l'abandon des parcelles est progressif. Bien qu'il faudrait des cartes intermédiaires entre 1946 et 2019 pour commenter de manière précise l'évolution, nous avons par exemple vu au chapitre 1 que la vigne a décliné dans le Puy-de-Dôme dès la fin du XIXe siècle alors que le département est le 2^e producteurs de fruits dans les années 1960. Il est donc possible que les vergers se soient maintenus plus longtemps voire aient augmenté après 1946 avant de décliner.

D'après la cartographie, l'abandon et l'expansion forestière sont principalement localisés au sommet et sur les pentes des puys ainsi que dans les pentes et les fonds des vallées. Les pentes fortes demandent plus d'effort et sont plus difficilement mécanisables que les zones planes (CERAMAC, 2000) il apparaît que la diminution de l'activité agricole ait entraîné les espaces les moins propices à l'agriculture à être abandonnés. En parallèle l'activité agricole s'est modernisée et intensifiée en plaine. L'intensification agricole est définie par plusieurs paramètres : la mécanisation, l'utilisation accrue d'intrants (fertilisants et phytosanitaire), homogénéisation des types de culture et donc des surfaces avec un agrandissement de la taille des parcelles et la disparition des éléments naturels du paysage (Brussaard et al., 2010; T. van der Sluis et al., 2016). Les photos aériennes montrent qu'un agrandissement de la taille des parcelles et une spécialisation dans un type de production ont lieu dans la zone permettant de conclure à un phénomène d'intensification.

¹⁴ Consultée le 09/08/2022 à <https://www.geoportail.gouv.fr/carte>

Un choix est donc fait par les exploitants quant aux parcelles cultivées et celles à abandonner (Lasanta et al., 2017; Ustaoglu & Collier, 2018). Ceci entraîne un phénomène de polarisation : certaines zones sont abandonnées et d'autres intensifiées. Ce phénomène est répandu en Europe (van Zanten et al., 2014) et dans les pays coupés il est constaté dès les années 1980 que le système céréalier qui s'intensifie en plaine « *[baisse la garde] dès que l'altitude s'accroît, que l'exposition devient moins favorable, ou que la pente s'accroît exagérément* » (CERAMAC, 1990). En conséquence en 2019, plus d'un tiers du territoire est recouvert par des boisements (forêts, végétation arbustive et buissonnante et forêt plantée).

Une étude de 2022 explique que l'abandon des terres bien que massif ne se maintient pas toujours dans le temps : la cartographie de l'occupation des sols (1987 et 2017) de 11 sites sur quatre continents montre que seul 14.22 années séparent l'abandon d'une remise en culture (Crawford et al., 2022). Dans la zone d'étude au contraire l'abandon se maintient et une végétation forestière se développe sans doute car le déclin de l'agriculture est une tendance de fond. La différence de résultats peut être expliquée par les périodes concernées : en observant la dynamique entre 1946 et 2019 les parcelles abandonnées et remises en culture au cours des 73 ans ne sont pas détectées.

Il est intéressant de noter que la zone d'étude ne connaît pas de plantations et d'exploitation forestière importante contrairement à la Chaîne des puys dans laquelle des plantations de résineux forment une part importante des forêts récentes (XXe siècle) (IPAMAC, 2016). L'augmentation du couvert forestier est donc majoritairement dû à de l'abandon. Enfin, si certaines parcelles passent de zones agricoles à forêts en 73 ans, d'autres se maintiennent en végétation arbustive et buissonnante durant toute cette période. Cela indique qu'elles sont moins propices à la croissance forestière et que l'abandon n'est pas automatiquement synonyme de développement forestier.

4.3. La zone connaît un phénomène de périurbanisation

En parallèle de l'expansion forestière suite à l'abandon et de la concentration de l'activité agricole sur les terres les plus propices a aussi lieu un développement de la périurbanisation.

La surface d'urbain et d'artificiel dans la zone a été multipliée par 6.14 entre 1946 et 2019. A titre de comparaison en Europe les zones urbaines ont doublé entre 1975 et 2015 (Joint Research Centre (European Commission) et al., 2016) et en France les espaces artificialisés ont été multipliés par 1.72 entre 1982 et 2018 (Agreste, 2021). A ma connaissance il existe peu d'exemple de tendances d'urbanisation historique, la majorité prenant les années 1980 ou 1990 comme base.

La population est multipliée par 2.74 durant la même période (figure 15). L'augmentation de la population en zone rurale du fait de l'expansion des villages proches de villes est une facette de la périurbanisation (Wandl et al., 2014; Shaw et al., 2020) et cette « expansion des villes à la campagne » en Auvergne est constatée dès les années 1960 (CERAMAC, 1990). La périurbanisation est multifactorielle et ici en particulier la proximité de Clermont-Ferrand et d'Issoire qui sont des bassins d'emploi accessibles grâce aux axes de transport (train, autoroute mise en circulation à la fin des années 1970) apparaît primordiale pour expliquer cette extension des villages en plaine. Néanmoins des choix de mode vie peuvent être des facteurs explicatifs (Shaw et al., 2020) notamment dans ces communes dites « rurbaines » c'est-à-dire « réactivées par l'arrivée d'urbains » qui cherchent à quitter la ville pour une commune plus rurale (CERAMAC, 1990).

Dans la zone, l'urbanisation participe donc directement à la diminution des zones agricoles car elle s'est majoritairement faite sur ces terres. Néanmoins, elle peut aussi participer à cette diminution via l'abandon : des terrains cultivables peuvent être placés hors gestion agricole dans l'attente d'urbanisation (Jarrige et al., 2003). Durant ce laps de temps une végétation ligneuse peut se développer,

et dans la zone d'étude des parcelles de végétation arbustive et buissonnante sont visibles en plaine proche des villes (figure 24).

5. Conclusion

La cartographie diachronique de la zone d'étude a permis de confirmer l'ampleur de l'abandon agricole entraînant le développement d'une végétation d'abord arbustive et buissonnante puis boisée (23% des zones agricoles et vergers de 1946). Elle montre aussi qu'en parallèle a lieu une intensification des zones maintenues en gestion agricole et de l'urbanisation.

Les chapitres 1 et 2 permettent de retracer l'histoire de la zone d'étude qui a connu un exode rural, le déclin de ses activités viticoles, arboricoles et de polyculture élevage au cours des décennies et une périurbanisation avec l'arrivée de nouveaux habitants.

L'abandon agricole entraîne une modification importante des parcelles sur lesquelles le développement de la végétation n'est plus limité par la gestion ; elles peuvent atteindre un stade boisé en au moins 73 ans. L'effet de ces modifications sur la biodiversité végétale et sur la capacité de ces écosystèmes à fournir les trois SE d'intérêt est étudié dans la partie 2.

Partie 2 - Approche écologique : mesures de trois services écosystémiques dans des conditions de succession végétale post-abandon

L'abandon et la succession peuvent avoir des effets significatifs sur la capacité des écosystèmes à fournir des SE et sur le flux de SE. Ces effets restent néanmoins peu étudiés dans un contexte de dynamique successionnelle post abandon agricole et ce travail vise à les préciser. Par ailleurs, l'enjeu consiste à identifier quels sont les facteurs déterminant, proximaux, de ces changements éventuels, sachant que les SE et leurs niveaux peuvent être pilotés par une diversité de facteurs biotiques et abiotiques.

Pour atteindre ces deux objectifs, des mesures de SE via des proxies ont été réalisées dans plusieurs stades de la succession post agricole. Elles sont couplées avec des caractérisations de la végétation et avec des mesures des conditions abiotiques comme la pente, la profondeur du sol et l'exposition, car il est attendu qu'ils aient des effets sur les SE.

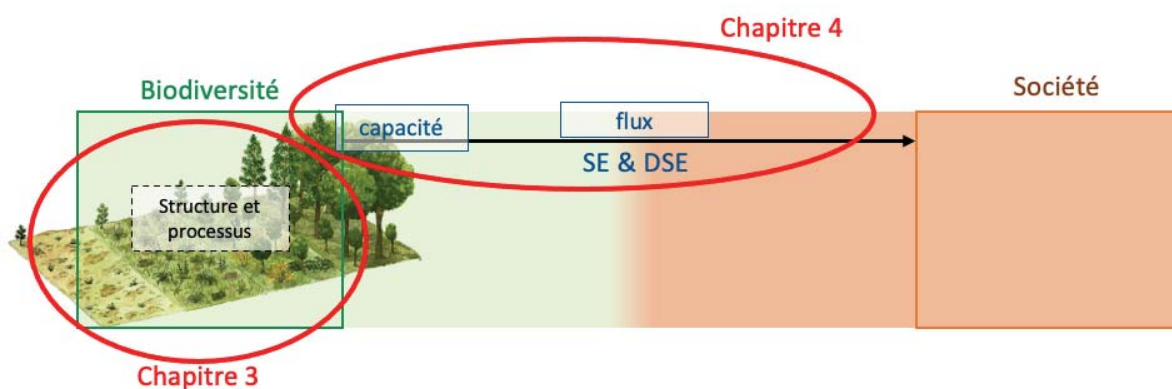


Figure 29. Focalisation de la **partie 2** dans le cadre général de la thèse. Le **chapitre 3** se concentre sur la caractérisation de stades de succession et présente la méthode d'échantillonnage. Le **chapitre 4** traite du lien entre stades de succession et capacité/flux en SE par des mesures *in situ*.

Il existe une diversité de façons d'approcher le lien entre biodiversité et SE ; par exemple : via des cartes d'occupation des sols en associant des niveaux de SE à des catégories (forêts, zones agricoles, etc) (Melendez-Pastor et al., 2014), via des outils de modélisation comme le hydrologic model BalanceMED pour les SE hydrologiques (Willaarts, 2012), ou via des mesures *in situ* (J. Li et al., 2019). Dans ce travail de thèse le choix s'est porté sur des mesures *in situ* aussi bien pour la biodiversité que pour les SE et les conditions environnementales abiotiques. L'intérêt de cette approche est d'être au plus proche d'éventuels changements de propriétés écosystémiques et de leurs facteurs de contrôle pour contribuer à comprendre le lien entre biodiversité et SE. Elle permet aussi de disposer des valeurs de ces SE, ou d'approximations de ces SE (proxies) et ainsi de les comparer entre stades et avec d'autres situations d'abandon présentées dans la littérature. Enfin, la mesure de plusieurs SE et proxies permet de comparer leur tendance et d'examiner leurs relations, qui peuvent être de type synergies ou de compromis.

Cette approche par des mesures *in situ* nécessite de choisir un nombre restreint de mesures décrivant la biodiversité et les SE pour des raisons de faisabilité. En matière de biodiversité, seule la végétation est considérée dans ce travail, sur la base de ses effets majeurs connus sur les trois services choisis. Ces services sont la qualité du sol, le stock de carbone et la limitation de l'érosion.

Les hypothèses précises sur la variation des SE avec l'abandon et la succession, basées sur l'état des connaissances, sont présentées au **chapitre 4**. Elles sont suivies de la présentation des

méthodes de mesures et des résultats obtenus dans la gamme des stades de succession observés sur le terrain. Ces stades et leurs caractéristiques sont détaillés préalablement dans ce **chapitre 3**. Celui-ci inclut la présentation de la méthode d'échantillonnage basée sur les stades de succession et les résultats de la caractérisation des stades de succession.

Chapitre 3 - Un échantillonnage basé sur différents stades de succession

L'échantillonnage des parcelles d'étude est fondé sur une logique diachronique, c'est-à-dire que des parcelles présentant différents stades de succession ont été sélectionnées.

Il est attendu d'après les modèles de succession ((Clements, 1936) en particulier) que la végétation des parcelles abandonnées passent par plusieurs stades en partant d'un milieu ouvert composé d'espèces herbacées (qui correspond au stade avec exploitation agricole ou peu après abandon), suivi par le développement de ligneux pionniers et enfin l'installation de ligneux forestiers (Lepart & Escarré, 1983). Puisque situées dans une même zone géographique, les parcelles devraient présenter une homogénéité dans les stades qu'elles traversent jusqu'au stade mature de la succession. Comme de nombreux facteurs gouvernent la succession, les parcelles d'un même stade pourraient néanmoins présenter des différences : par exemple il est connu que le type d'activité agricole pré-abandon, la distance à la forêt, l'herbivorie par les espèces non domestiques et les espèces exotiques envahissantes influencent la succession (Cramer & Hobbs, 2007).

1. La sélection des parcelles d'étude pour échantillonner plusieurs stades de succession successifs

1.1. Une présélection de parcelles d'études par photos aériennes

Les orthophotographies aériennes historiques et actuelles, dont la production a été présentée au chapitre 2¹⁵, ont été utilisées pour pré-repérer des parcelles de différents stades et préciser leur historique (figure 30). Le choix des parcelles d'étude a ensuite été fait sur la base à la fois de leur état actuel et de leur historique.

Des parcelles abandonnées ont été recherchées sur les orthophotographies, c'est-à-dire des parcelles sous gestion agricole à une date donnée, et qui sont colonisées par la végétation à une date ultérieure. J'ai cherché des milieux qui étaient ouverts dans le passé avec une gestion agricole en prairie de pâturage ou prairie de fauche afin que l'usage agricole soit homogène. Cependant la gestion agricole exacte pour les années avant 1974 était difficile à déterminer et des enquêtes plus approfondies pour la préciser (cadastre ancien, entretien avec les descendants des propriétaires) n'ont pas pu être menées. Les vignes et les vergers étant identifiables, je me suis essentiellement assurée que les parcelles n'étaient pas gérées avec ces gestions dans les décennies précédant l'abandon. Sur la base des photos aériennes, la confusion entre prairies et cultures céréalières ne peut pas être totalement exclue. Afin d'avoir des parcelles capturant l'ensemble de la succession j'ai choisi i) des parcelles encore sous gestion agricole en 2020-2021, ii) des parcelles boisées en 1946 (date de la plus vieille orthophotographie) et iii) des parcelles abandonnées entre 1946 et 2020.

¹⁵ Neuf orthophotographies de la zone ont été créées (1946, 1962, 1974, 1978, 1981, 1984, 1986, 1989) et quatre orthophotographies (1999-2001, 2004-2009, 2016 et 2019) étaient disponibles via un serveur WMS du CRAIG.



Figure 30. Exemple d'orthophotographies d'une zone d'environ 30 ha à trois périodes différentes montrant le développement d'une végétation arbustive puis arborée sur des parcelles abandonnées

Ainsi, presque 500 parcelles ont été identifiées et délimitées comme potentielles parcelles d'étude (Figure 31A). Afin de limiter les variations entre parcelles sur le plan de la topographique, du substrat géologique, et du sol, une sous-zone homogène a été délimitée (Figure 31B), choisie car elle présente une diversité de stades dans un espace restreint ce qui facilitait la mise en œuvre du travail de terrain.

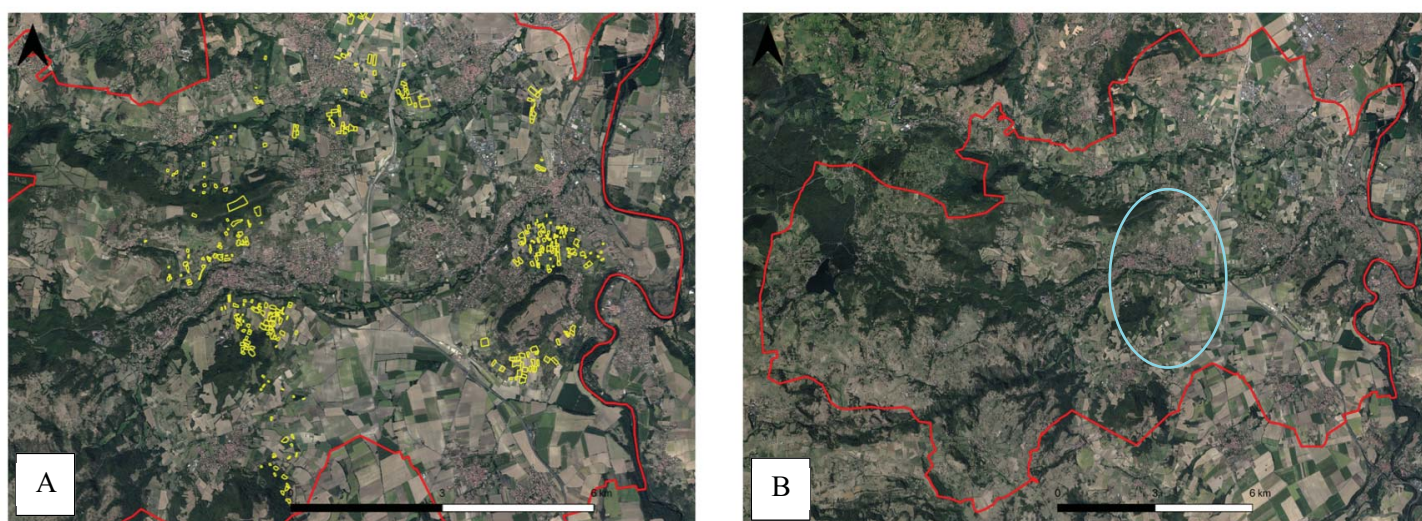


Figure 31. (A) les 500 parcelles identifiées au regard de leur stade de succession et usage (en jaune) dans la zone d'étude (contour rouge) (B) la zone où se situent les parcelles sélectionnées pour le travail de terrain (contour bleu)

1.2. La sélection des parcelles d'étude et la détermination de leur stade de succession via des visites de terrain

Des visites de terrains ont permis de vérifier le stade de succession des parcelles présélectionnées via les orthophotographies. Un protocole basé sur la présence de différentes formations et strates a été utilisé. Pour cette caractérisation rapide à l'échelle de la parcelle, deux grands types de

formations végétales au sein des parcelles sont distinguées (herbacée (H) et arbustive-arborée (A)) (figure 32), ainsi que quatre strates de végétation distinguées comme suit :

- Strate herbacée : entre 0 et 80cm, composée d'herbacée, de petits végétaux ligneux ou de très jeunes arbres.
- Strate arbustive basse : de 80cm à 3 mètres, composée d'arbustes ou de jeunes arbres
- Strate arbustive haute : de 3 à 7 mètres, composée d'arbustes ou d'arbres
- Strate arborée : au-delà de 7 mètres

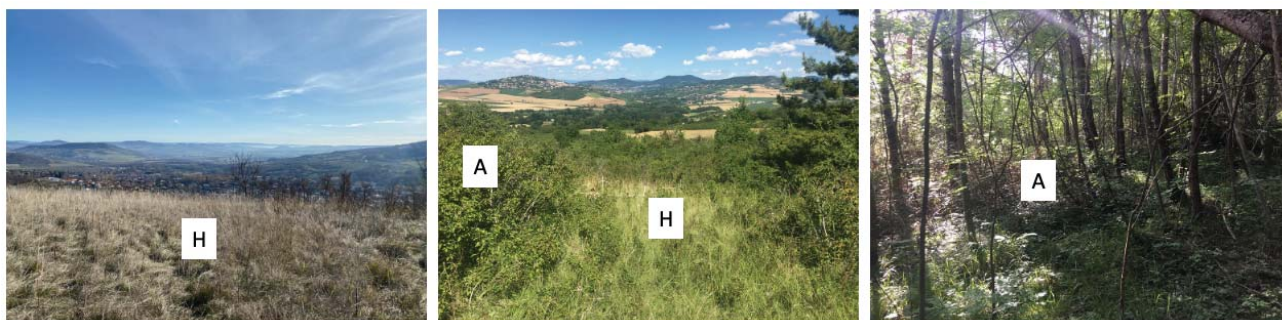


Figure 32. Photos illustrant les deux formations végétales distinguées : herbacée (H) et arbustive-arborée (A)

L'analyse des formations végétales présentes dans les parcelles visitées sur le terrain conduit à distinguer 7 stades caractérisés par la combinaison des formations végétales et leur stratification (tableau 8).

	0	1	2	3	4	5	6
Formations présentes	Herbacée	Herbacée et arbustive-arborée, dominance herbacée	Herbacée et arbustive-arborée, dominance arbustive-arborée	Arbustive-arborée	Arbustive-arborée	Arbustive-arborée	Arbustive-arborée
Strates présentes	Uniquement herbacé	Herbacé, arbustif bas	Herbacé, arbustif bas, parfois arbustif haut	Arbustif bas, arbustif haut	Arbustif bas, arbustif haut, parfois arboré	Arboré, présence stade arbustif bas et haut	Arboré, présence stade arbustif bas et haut
Particularité	Agricole en 2020-21						Boisé en 1946

Tableau 8. Stades et leurs caractéristiques

Les stades initiaux 3 et 4 ont été regroupés car ils présentaient des structures proches, et cela a permis de disposer de 5 parcelles différentes (réplicas) par stade. Le tableau 9 présente les stades révisés, en photo figure 33, et la localisation des parcelles représentant chaque stade est visible figure 34. Concernant les stades 0, leur sélection a aussi dépendu de l'accord des propriétaires et des exploitants.

	0	1	2	3	4	5
Formations présentes	Herbacé	Herbacé et arbustif- arboré, dominance herbacé	Herbacé et arbustif- arboré, dominance arbustif- arboré	Arbustif- arboré	Arbustif- arboré	Arbustif- arboré
Strates présentes	Uniquement herbacé	Herbacé, arbustif bas	Herbacé, arbustif bas, parfois arbustif haut	Arbustif bas, arbustif haut, parfois arboré	Arboré, présence arbustif bas et haut	Arboré, présence arbustif bas et haut
Particularité	Agricole en 2019					Boisé en 1946

Tableau 9. Stades révisés et leurs caractéristiques.

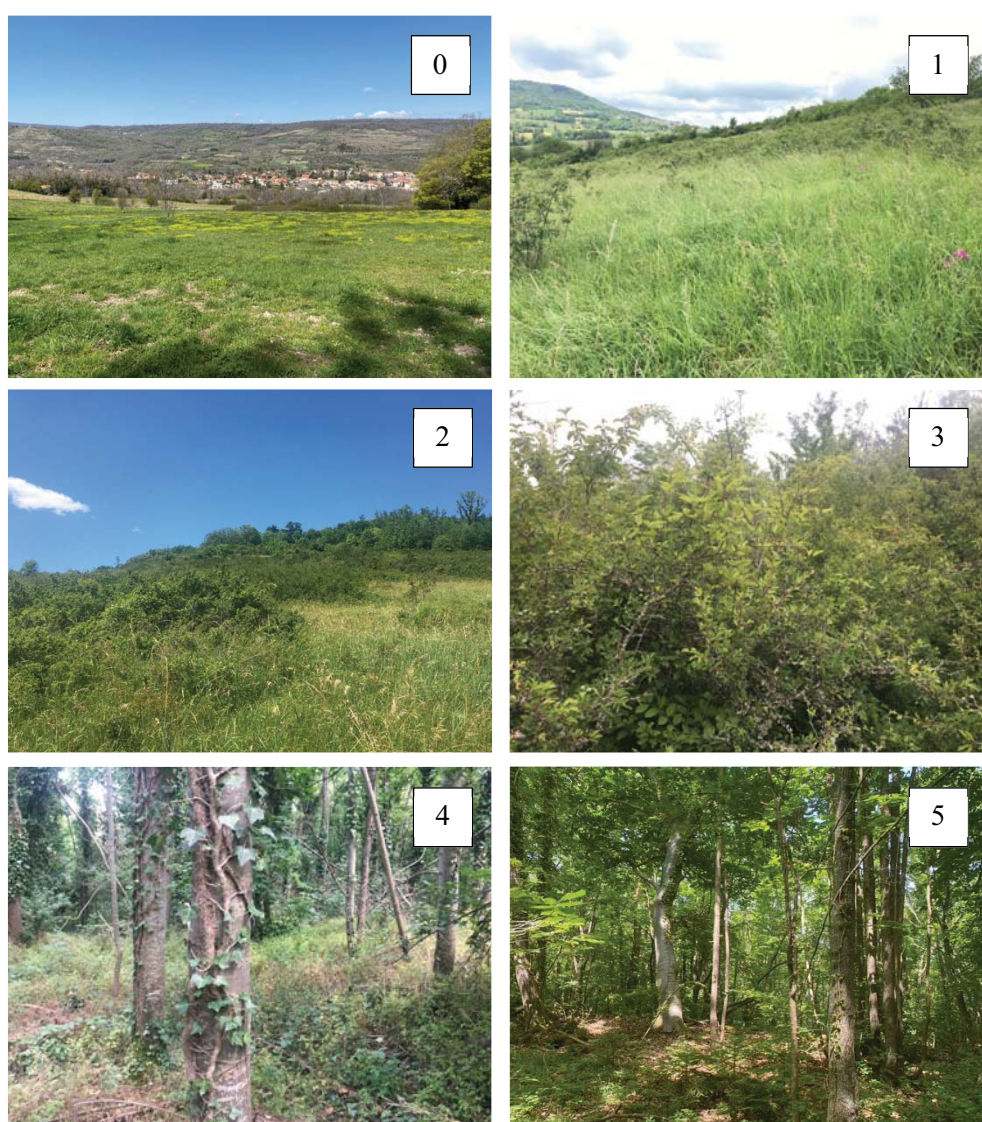


Figure 33. Photos de parcelles de stades de 0 à 5 (voir tableau 3)

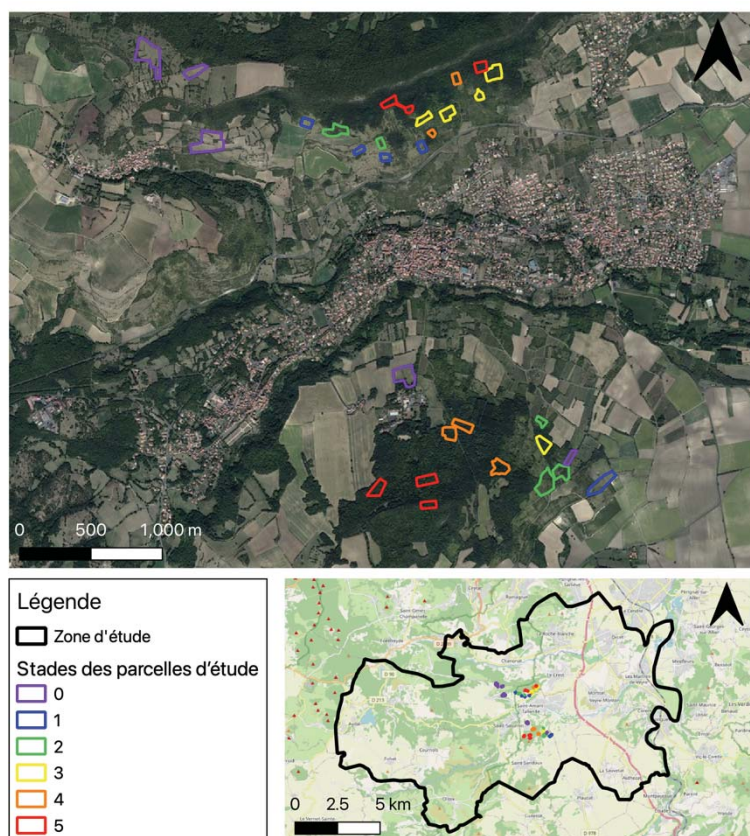


Figure 34. Carte de la zone d'étude présentant les parcelles d'étude en fonction de leur stade

L'échantillonnage des parcelles est fondé sur leur stade de succession et non sur la durée de succession après arrêt de la gestion agricole, puisque la date exacte d'abandon des parcelles n'est pas connue. Les orthophotographies permettent de repérer les premiers signes d'abandon (tableau 10), et ainsi de situer les dates approximatives d'abandon. La vitesse de succession peut varier en fonction de nombreux facteurs expliquant la diversité des dates pour un même type de stade de succession.

Stade	Période d'apparition des premiers signes d'abandon pour chacune des 5 parcelles étudiées par stades				
0	Sous gestion agricole				
1	[1962-1974]	[1978-1986]	[1989-1999]	[1989-1999]	[1999-2004]
2	[1954-1962]	[1962-1974]	[1962-1974]	[1962-1974]	[1989-1999]
3	[1954-1962]	[1954-1962]	[1954-1962]	[1954-1962]	[1962-1974]
4	[-1946]	[-1946]	[-1946]	[-1946]	[-1946]
5	Forêt en 1946				

Tableau 10. Période (donnée comme un intervalle entre deux dates d'orthophotographies) durant laquelle des signes d'abandon commencent à être visibles sur les photos

1.3. Des placettes définies dans chaque parcelle pour effectuer les relevés de végétation et des mesures de proxys de services et de conditions environnementales

Dans chaque parcelle, les relevés et mesures ont été réalisées dans quatre placettes. La taille des placettes a été choisie pour être adaptée au type de végétation (tableau 11). Des parcelles contenaient

les deux formations H et A (figure 35). Dans ce cas quatre placettes par formation ont été délimitées soit huit placettes au total (avec deux exceptions pour deux parcelles de petite surface où seulement sept placettes ont été considérées).

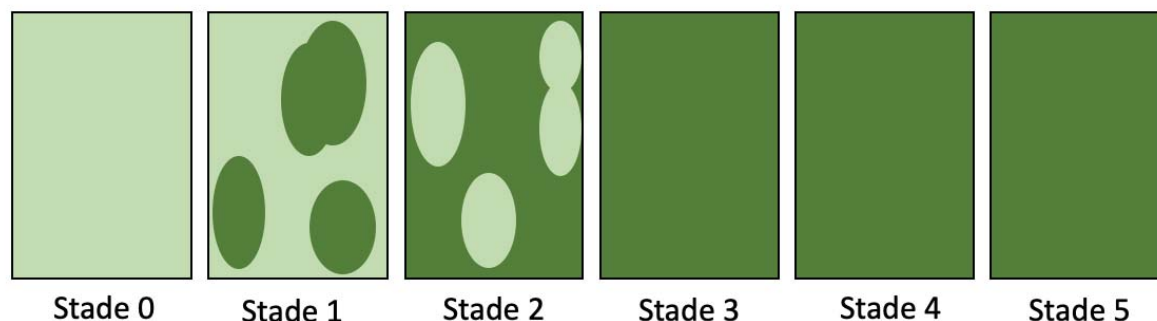


Figure 35. Représentation schématique des stades, en vert clair les formations de type herbacée et en vert foncé les formations de type arbustive-arborée.

La localisation des placettes est visible figure 36. L'altitude et la pente de chaque placette a été déterminée grâce à un MNT, elles sont situées entre 507m a.s.l. et 712m a.s.l. ; et ont entre 1.8° à 19° de pente.

Dans le reste du travail le terme « stade » sera utilisé de manière générale pour désigner la combinaison stades et formations et il y a donc 8 stades : 0H, 1H, 1A, 2H, 2A, 3A, 4A, 5A.

Stades H : herbacé A : arbustif- arboré	Nb de parcelles	Nb de placettes	Taille des placettes
0 H	5	20	16 m ²
1 H A	5	20	16 m ²
		19	16 m ²
2 H A	5	20	16 m ²
		19	16 m ²
3 A	5	20	16 m ² ou 36 m ² (une placette fait également 100m ²) (surface variable du fait des regroupements de stades et de la construction du protocole)
4 A	5	20	36 m ²
5 A	5	20	100 m ²
	30	158	

Tableau 11. Parcelles, et placettes au sein des parcelles, pour chaque stade

Dans chacune des placettes de chaque parcelle, des relevés de végétation ont été effectués en notant toutes les espèces présentes et leur recouvrement. Pour chaque espèce, le pourcentage de recouvrement est noté, et non sa proportion, le recouvrement total sur une parcelle peut donc dépasser 100%. Chaque espèce est rattachée à une catégorie de la classification de Raunkier (tableau 12). Sur chaque placette le pourcentage de sol non recouvert par la végétation a également été relevé, ainsi que s'il s'agissait alors de litière, des bryophytes ou de sol nu.

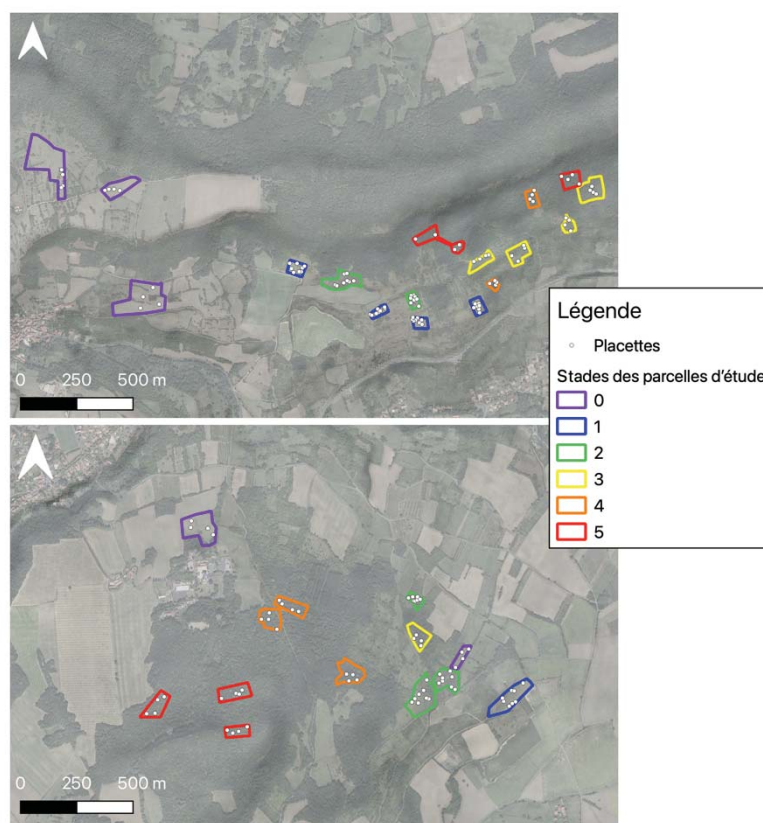


Figure 36. Cartes précisant la localisation des parcelles, colorées selon leur stade. Les placettes sont représentées par des points blancs. L'ombrage permet de visualiser la topographie

Des relevés distincts ont été réalisés par strate. Ainsi, lorsqu'une espèce était présente à la fois dans la strate herbacée et dans la strate arbustive ou arborée, leurs recouvrements dans chaque strate ont été distingués.

Pour le stade 0H (encore sous gestion agricole), seule une parcelle de stade 0H (quatre placettes) a fait l'objet de relevés de végétation, avant que la végétation ne soit pâturée dans l'année. Les quatre autres parcelles du stade 0H sont pâturées régulièrement et tout au long de l'année, et il n'a pas été possible d'installer d'exclos pour permettre la réalisation de relevés de végétation.

Catégorie	Critère de taille
Thérophytes	NA
Hémicryptophytes	NA
Géophytes	NA
Chaméphytes	NA
Nanophanérophytes	< 2m
Microphanérophytes	2m à 8m
Mesophanérophytes	8m à 30m
Macrophanérophytes	30m à 50m

Tableau 12. Catégorie de la classification de Raunkier utilisées

La richesse et la diversité en espèces ont été mesurées sur la base des relevés de végétation, la richesse étant le nombre total d'espèces présentes dans une placette et la diversité étant estimée avec l'indice de diversité de Shannon (Magurran, 2003). Afin de tester si la richesse et la diversité sont

significativement différentes entre les stades, des analyses de variance ont été utilisées (ANOVA avec un seuil de significativité à $p = 0.05$), suivies de tests de Student deux à deux, chaque fois que les conditions étaient remplies (normalité des données avec un test de Shapiro, homoscédasticité des variances avec un test de Levene). Dans le cas contraire un test de Kruskal-Wallis a été effectué (Dytham, 2011), suivi d'un test de Dunn, avec l'ajustement de Benjamini-Hochfeld (Lee & Lee, 2018) (Jafari & Ansari-Pour, 2019).

2. La composition végétale et la stratification des stades de succession échantillonnés

2.1. La structure verticale de la végétation selon le stade

Les différents stades et formations végétales présentent entre une et quatre strates de végétation différentes (figures 37 et 38). Plus le stade de succession est avancé, plus le nombre de strates est élevé, avec le développement d'arbustes puis d'arbres. La strate herbacée est présente dans tous les stades et dans toutes les placettes. La strate arbustive basse est présente dans tous les placettes des stades 1A, 2A, 3A, 4A et 5A ; et dans une partie des placettes des stades 1H et 2H. La strate arbustive haute est presque absente jusqu'au stade 2A et n'est jamais présente dans 100% des placettes. La strate arborée se développe entre le stade 2A et 3A et est présente dans toutes les placettes des stades 4A et 5A.

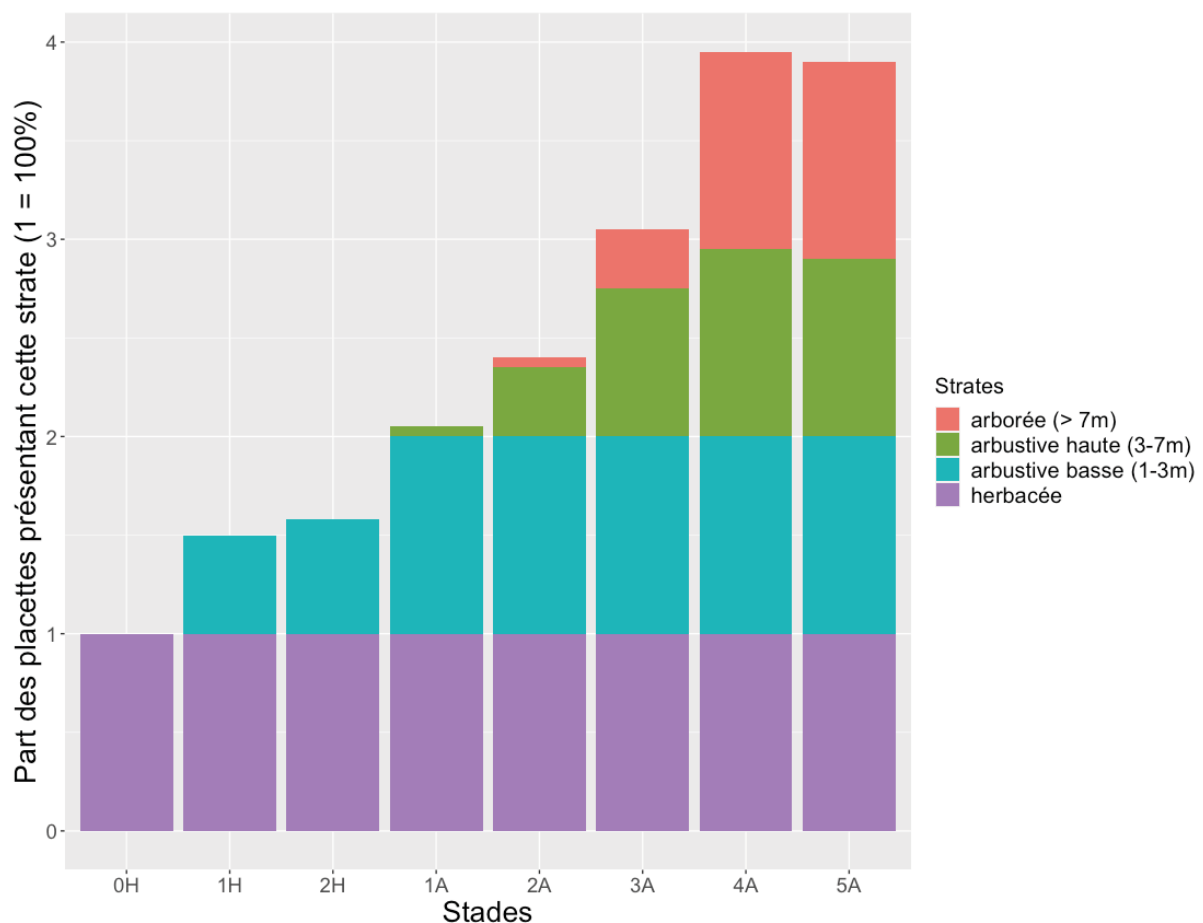


Figure 37. Pour chaque stade la part des placettes dans lesquels la strate est présente (1.0 = 100%)

La strate herbacée est présente dans tous les stades mais son recouvrement varie entre eux (figure 38A). Il est le plus élevé dans la formation arbustive du stade 1A et la plus faible dans le dernier stade 5A. Le recouvrement par la canopée des arbustes et des arbres augmente avec la succession (figure 38B).

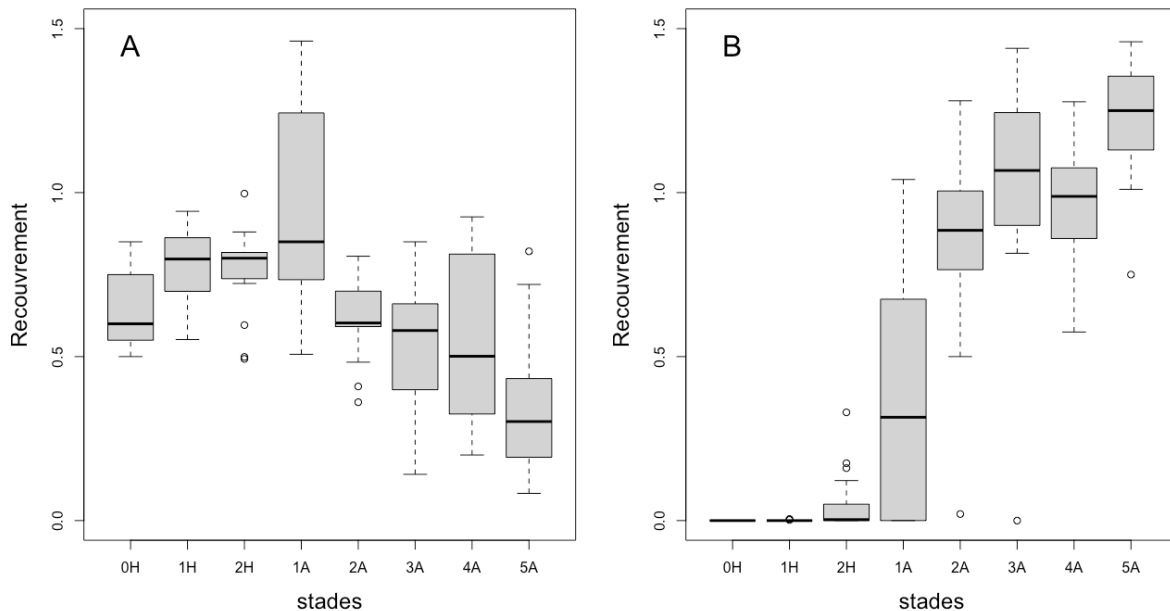


Figure 38. Recouvrement total de (A) la strate herbacée et (B) des strates arbustives et arborées (1.0 = 100%)

Le recouvrement par du sol nu, par de la litière et par des bryophytes varie nettement entre les stades (Fig. 39). Le stade 0H présente le plus de sol nu tandis que le recouvrement par la litière est plus élevé dans les stades 4A et 5A et les bryophytes en stades 3A.

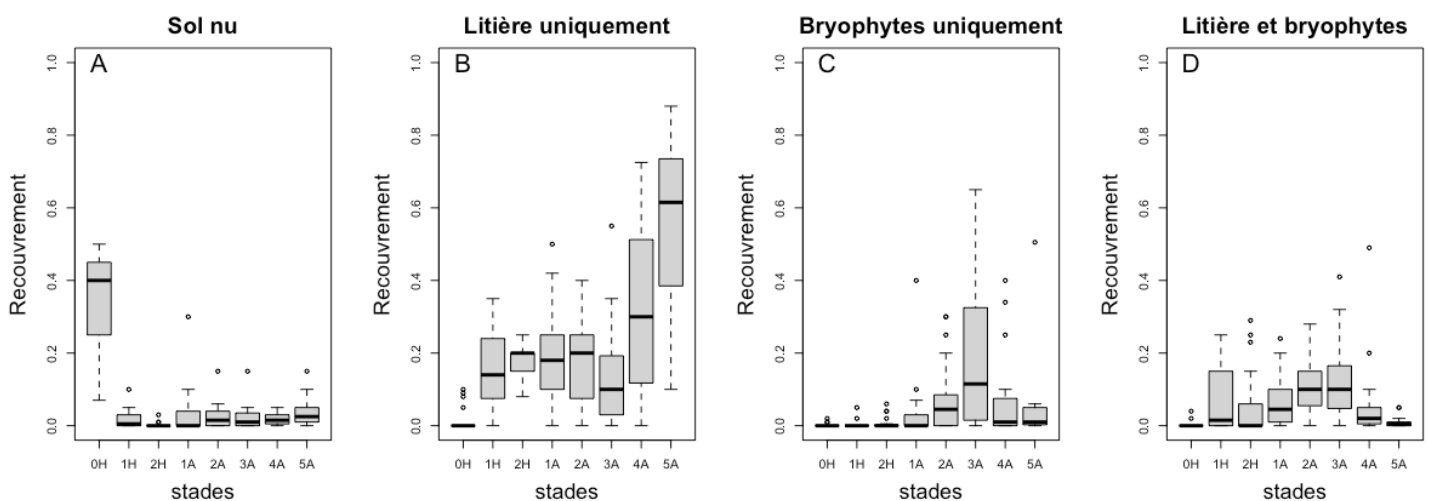


Figure 39. Recouvrement du sol (1.0 = 100%) (A) Sol nu, (B) Litière uniquement, (C) Bryophytes uniquement, (D) Litière + bryophytes

La structure de la végétation évolue donc de la manière attendue au cours de la succession post abandon. Le stade 0H encore pâturé présente uniquement la strate herbacée et le sol nu n'est que peu recouvert de litière qui n'est présente qu'en quantité très faible. La litière ne s'accumule pas, et en moyenne seul 60% du sol est recouvert par la végétation : cela peut être lié à un pâturage (trop) intense et fréquent. Dans les stades 1H et 2H on trouve parfois une strate arbustive basse car des ligneux ont commencé à se développer. Les stades 1A et 2A ont toujours une strate arbustive basse, et parfois arbustive haute ; 1A présente le recouvrement le plus élevée en herbacées, leur développement n'est plus limité par le pâturage. Toutes les strates sont trouvées en stade 3A, mais pas dans toutes les placettes. En effet la strate arborée n'est trouvée que dans ¼ des cas. A ce stade, le milieu s'est densifié (cf photo figure 33), et des bryophytes peuvent recouvrir une part importante du sol. Au stade 4A il y a des arbres dans tous les placettes et le recouvrement par la litière au sol augmente. Il en est de même au stade 5A où en outre le recouvrement par les arbustes et les arbres est le plus élevé et par les herbacées le plus faible. La transition des stades 3A, 4A, 5A correspond donc à l'installation d'une végétation forestière, avec des arbres, un éclaircissement du sous-bois, une diminution des herbacées et une augmentation du recouvrement par la litière.

2.2. La composition et la diversité des communautés végétales selon les stades

Du stade 1H au stade 5A des espèces de milieux ouverts laissent place à des espèces de milieux fermés et forestiers (figure 40) : l'ACP montre en orange et jaune les stades 1H et 2H, en vert les stades 1A et 2A, puis de bleu au violet les stades 3A-4A-5A. Les espèces dominantes dans chaque stades (tableau 13) sont d'abord des herbacées, puis des arbustes et enfin des arbres.

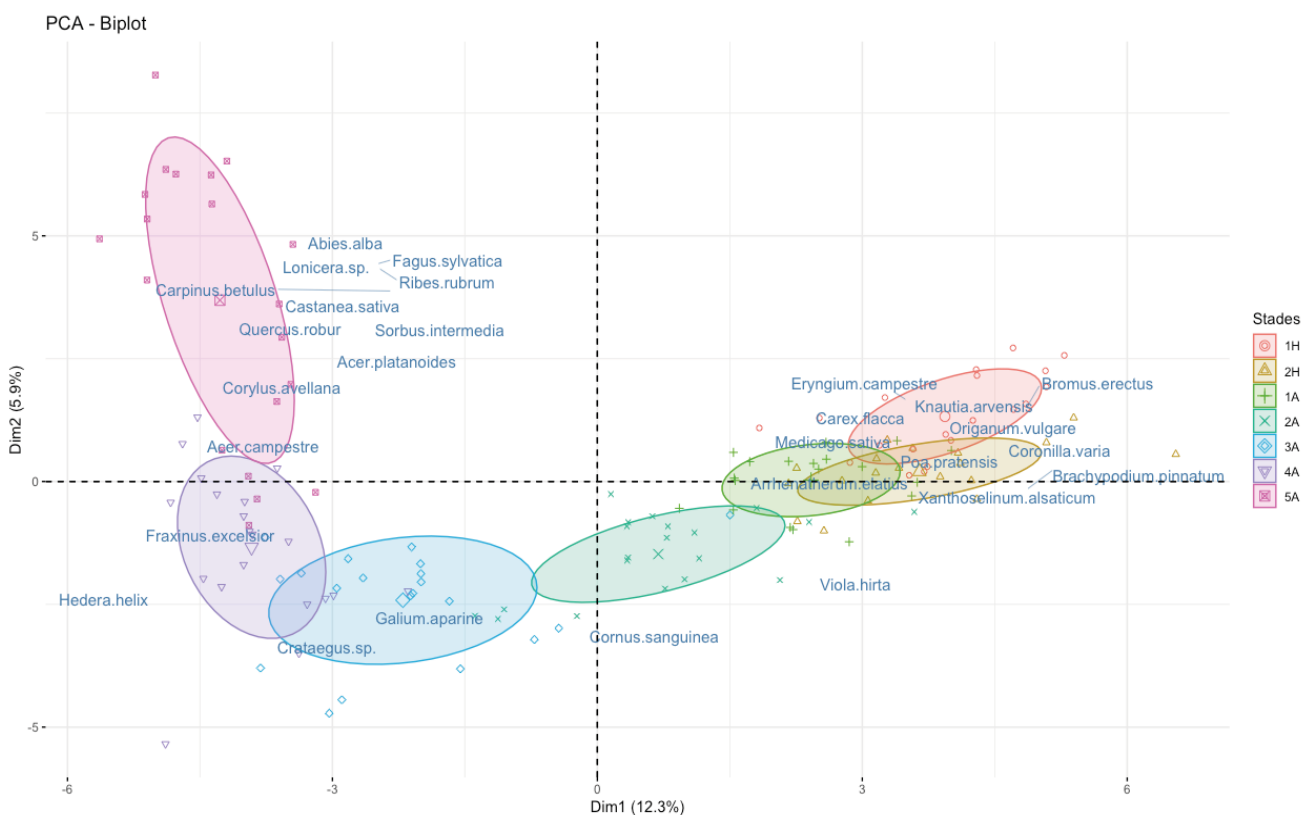


Figure 40. Projection des relevés de végétation réalisés dans les 158 placettes d'étude dans un plan par analyse par ACP, et projection des espèces les plus déterminantes pour les deux axes de l'ACP.

La dimension 1 de l'ACP capture les changements de communautés végétales au cours de la succession végétale entre stade 0H et 5A. Les espèces herbacées participent positivement à l'axe 1 et les espèces d'arbres négativement axe 1. La dimension 2 de l'ACP distingue les placettes avec plus d'arbustes (en négatif) ou plus d'arbres (en positif).

Stade	n	Espèces dominantes
1H	20	<i>Bromus erectus</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i>
2H	19	<i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Bromus erectus</i>
1A	19	<i>Cornus sanguinea</i> , <i>Rosa canina</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Bromus erectus</i> , <i>Juniperus sp.</i>
2A	20	<i>Cornus sanguinea</i> , <i>Brachypodium pinnatum</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Clematis vitalba</i> , <i>Crataegus sp.</i> , <i>Vicia cracca</i>
3A	20	<i>Cornus sanguinea</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Crataegus sp.</i> , <i>Prunus avium</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Rubus sp.</i>
4A	20	<i>Hedera helix</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>Prunus avium</i> , <i>Crataegus sp.</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Quercus sp.</i> , <i>Cornus sanguinea</i>
5A	20	<i>Quercus robur</i> , <i>Abies alba</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Acer Platanoïdes</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Castanea sativa</i> , <i>Rubus sp.</i> , <i>Crataegus sp.</i> ,

Tableau 13. Espèces dominantes des différents stades (espèces dont le recouvrement moyen sur toutes les placettes du stade > 5%)

La richesse spécifique par placette (min = 12 espèces, max = 28 espèces) n'est pas significativement différente entre les stades (figure 41A). La diversité (indice de Shannon) augmente légèrement avec l'avancement de la succession (min = 0.93, max = 2.51) (figure 41B).

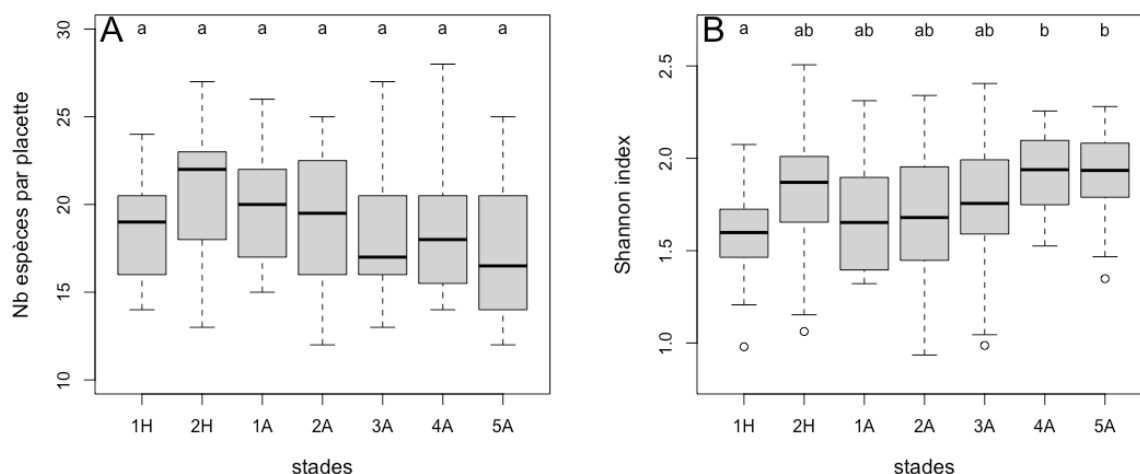


Figure 41. Richesse spécifique de la végétation en fonction des stades (A) et indice de Shannon par placette (B)

3. Conclusion

Les parcelles présentant des stades de succession différents ont été sélectionnées suite à l'analyse comparative d'orthophotographies historiques et actuelles, couplées à des visites de terrain permettant de caractériser l'état de la végétation. Les parcelles sélectionnées présentent bien des contrastes de communautés végétales qui s'organisent comme attendu le long d'une succession végétale allant d'un stade 0H encore sous gestion agricole à un stade 5A forestier depuis au moins 74 ans, avec des espèces végétales de milieu ouvert qui sont remplacées par des espèces de milieu forestier.

Dans chaque parcelle, des placettes ont été délimitées (pour un total de 158) de façon à y déterminer la diversité végétale. Elles constituent la maille la plus fine d'échantillonnage dans laquelle sera déclinée la suite des mesures de SE. Le chapitre 4 qui suit présente les méthodes de mesures de SE effectuées dans ces placettes et les résultats obtenus.

Chapitre 4 - Mesures des effets de l'abandon et de la dynamique successionnelle post-abandon sur la qualité du sol, le stock de carbone et la limitation de l'érosion

1. Introduction

L'abandon agricole induit une modification importante des zones concernées car l'activité agricole s'arrête et qu'une végétation se développe. Ces deux étapes reflètent les deux approches majeures utilisées dans la littérature pour aborder les effets de l'abandon sur les écosystèmes et leur fonctionnement et donc sur les SE : (1) l'activité agricole entraîne souvent des dégradations en particulier sur les sols, et l'abandon et le développement forestier sont fréquemment considérés comme permettant un « retour à la normale » d'un état précédemment changé par l'activité agricole, (2) au moment de l'abandon l'écosystème est à un « stade initial » et le développement forestier entraîne des changements, l'état de l'écosystème change du fait du développement de la végétation.

Étudier les effets de l'abandon demande de prendre en compte le fait que la gestion agricole a des effets importants sur l'écosystème. On sait que ces effets dépendent de l'activité agricole en question : annuelle (ex : céréales), pérenne (ex : vigne), avec ou sans labours, la profondeur du labour, culture couvrante ou sol à nu, utilisation d'intrants (fertilisation, chaulage) (Heydari et al., 2020; Peco et al., 2017). Lorsque l'activité agricole s'arrête, cela signifie un arrêt des actions sur le sol, des amendements, et de l'exportation de la production primaire (coupe, pâturage).

Suite à l'abandon, la végétation passe par plusieurs stades de succession. Ce développement entraîne une augmentation progressive de la biomasse aérienne et des dépôts de matière organique (MO) au sol, ainsi qu'une expansion des racines, qui présentent un panel d'effet sur le sol. Il s'agit d'effets biologiques et chimiques, par exemple via les exsudats racinaires qui influencent les communautés de microorganismes (Dakora & Phillips, 2002), et physiques, par exemple l'effet de la densité et du volume de racines sur la porosité du sol (Kochiieru et al., 2020) et la circulation de l'eau. Enfin, l'arrêt des activités agricoles implique une limitation des exportations de biomasse végétale, qui reste cependant présente du fait de la faune sauvage ou d'autres perturbations (érosion, sécheresse) qui peuvent aussi détruire et exporter de la biomasse végétale hors du système.

Ce travail de thèse cherche à déterminer dans quelle mesure les trois SE d'intérêt choisis dans ce travail (la qualité du sol, le stock de carbone et la limitation de l'érosion) sont affectés par les modifications de biodiversité causées par l'abandon (figure 42). Pour cela, les différentes mesures permettant d'approximer les SE sont effectuées dans différents stades de succession.

La qualité du sol (2.2.4.2 CICES) est « *la capacité d'un sol à fonctionner (...) de manière à soutenir la productivité biologique, maintenir la qualité de l'environnement et promouvoir la santé animale et végétale* » (Doran & Parkin, 1994). Comme expliqué en introduction de la thèse elle est complexe car elle est multifactorielle et a une diversité d'implications (Bünemann et al., 2018). Parmi celles-ci c'est la fertilité du sol, autrement dit sa capacité à soutenir la croissance des plantes, que j'interroge particulièrement. Dans ce chapitre, la qualité du sol est approchée par différentes mesures qui concernent les nutriments, la chimie et la texture du sol (en particulier le carbone organique du sol (SOC), l'azote, le phosphore, le pH). La capacité de rétention en eau du sol et sa profondeur, qui indiquent la quantité de sol, ont été aussi mesurés car ils sont essentiels à la croissance des plantes.

Le stock de carbone (2.2.6.1 CICES) représente la quantité de carbone dans un écosystème à un moment donné. Il résulte du solde positif entre les entrées et les sorties de carbone. L'entrée de carbone se fait principalement via la production primaire et la croissance des végétaux, les sorties par

la consommation de la matière organique (herbivorie, décomposition). Le stock de carbone total d'un écosystème est réparti dans plusieurs compartiments : la biomasse végétale vivante, la biomasse végétale morte et la matière organique du sol (SOM) qui contient le carbone organique du sol (SOC).

Le service de limitation de l'érosion (2.2.1.1 CICES) correspond à la réduction des pertes de sols grâce à la présence de végétation. Dans cette thèse il n'est pas approché par des mesures directes de l'érosion mais par deux paramètres complémentaires. Premièrement l'érodabilité du sol : il s'agit de la sensibilité du sol à l'érosion, soit la résistance du sol au détachement et au transport. Elle dépend surtout de la texture du sol et aussi de sa chimie. Deuxièmement, la protection apportée au sol par la végétation, qui est l'interception des gouttes de pluies par les strates de végétation (arbres, arbustes, herbes et litière).

La mesure de ces trois SE ne se fait pas au même niveau (figure 42). Pour le stock de carbone c'est le flux de SE qui est renseigné (production effective). Pour la qualité du sol indiquant la fertilité et la limitation de l'érosion, c'est la capacité en SE qui est renseignée (capacité à soutenir la croissance des plantes, capacité à limiter l'érosion lors d'une pluie). Ils sont tous les trois approchés via plusieurs mesures (tableau 14).

SE d'intérêt	Mesures pour les approcher (proxies)
Qualité du sol	Chimie et nutriments (focus sur SOC, azote, phosphore, pH) et texture
	Capacité de rétention en eau
	Profondeur du sol
Stock de carbone	Carbone dans la biomasse végétale vivante
	Carbone dans la biomasse végétale morte
	Carbone dans le sol (SOC)
Limitation de l'érosion	Érodabilité du sol
	Protection par les strates de végétation (indice de recouvrement stratifié)

Tableau 14. Les trois SE d'intérêt sont estimés via différentes mesures

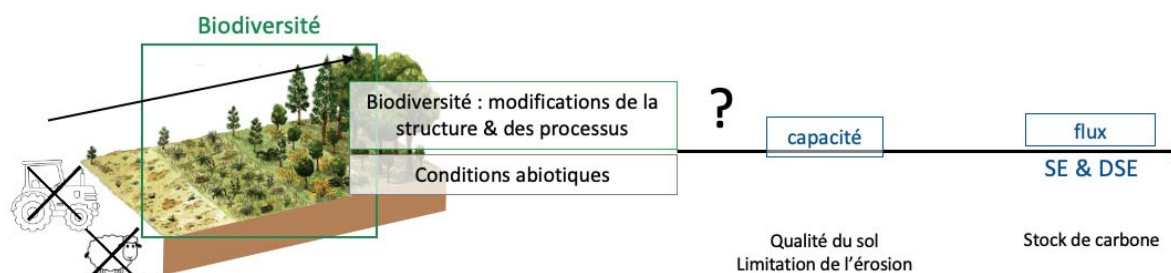


Figure 42. Au sein de la biodiversité la structure et les processus sont modifiés par l'arrêt des activités agricoles et la succession végétale, ces modifications ont des effets potentiels sur la capacité et le flux en SE. Pour la qualité du sol et la limitation de l'érosion c'est la capacité qui est mesurée, tandis qu'il s'agit du flux pour le stock de carbone.

Ce chapitre est divisé en trois parties, chacune dédiée à un des trois services d'intérêt.

2. Quelles variations post abandon de la qualité du sol ?

La qualité du sol est une combinaison de propriétés physiques, chimiques et biologiques qui peuvent changer en réponse à différentes conditions (Marzaioli et al., 2010). L'abandon agricole suivi de succession implique l'arrêt d'une gestion agricole et le développement d'une végétation

buissonnante, arbustive puis forestière. Les parcelles étudiées étaient très probablement gérées en prairie (pâturage ou fauche) avant leur abandon.

Plusieurs paramètres physiques, chimiques et biologiques ont été mesurés, la partie suivante s'attache à émettre des hypothèses quant à la variation après abandon d'un nombre réduit de paramètres majeurs à savoir : le SOC, la teneur en azote, en phosphore et le pH du sol, ainsi que la texture et la densité apparente. Elle est suivie d'une partie présentant les méthodes utilisées pour les mesurer. Les résultats concernent ces paramètres ainsi que ceux de la capacité de rétention en eau du sol et de sa profondeur.

2.1. Revue de la littérature et hypothèses relatives aux changements de qualité du sol attendus après abandon agricole

2.1.1. Une augmentation du carbone organique du sol attendue

Le SOC se trouve dans la matière organique du sol et provient de la biomasse (aérienne ou racinaire, végétale et animale). Il est considéré comme un facteur clé de la qualité du sol (Sikora & Stott, 2015) : il aide à la solubilisation des nutriments dont il est une source et une réserve et il a une forte capacité d'échange cationique. Le SOC maintient également une bonne structure du sol en améliorant l'infiltration d'air et d'eau.

La quantité de SOC dans le sol dépend des apports et des pertes qui se font notamment par minéralisation et par lessivage. La dynamique du SOC après abandon dépend de plusieurs facteurs d'après la littérature, en particulier la revue de Post et Kwon (2000) et celle de Marín-Spiotta et Sharma (2013) sur les zones tropicales ainsi que différentes études de cas (voir tableau 15).

Les résultats disponibles montrent que (1) les activités agricoles entraînent généralement des diminutions de SOC et (2) la succession entraîne une augmentation de la biomasse végétale et le SOC tend en conséquence à augmenter après l'abandon agricole. En effet, en situation d'abandon agricole, la biomasse végétale n'est plus exportée, des arbustes et des arbres se développent, il y a donc un apport accru en biomasse au sol. De plus le sol forestier a un effet protecteur sur le sol et les racines et les bactéries stabilisent les agrégats du sol ce qui limitent les pertes de MO par lessivage (Piché & Kelting, 2015). Cette augmentation de la teneur en MO dans le sol au cours de la succession est bien documentée (Berendse, 1990; Knops & Tilman, 2000).

La dynamique du SOC post-abandon dépend également du climat et du type de sol d'après Marín-Spiotta and Sharma (2013). Néanmoins, Foote et Grogan (2010) ne trouvent pas de différence entre trois types de sol (Podzol, Brunisol et Luvisol) pour des parcelles abandonnées. L'exposition peut aussi jouer un rôle Spohn et al. (2016) rapportant que le SOC augmente plus avec l'abandon dans des parcelles exposées au sud.

La composition en espèces de la végétation peut avoir un effet sur le SOC, notamment en fonction de certains traits fonctionnels qui influencent la qualité chimique de la litière. Ces derniers ont un impact sur la décomposition et la teneur en SOC. C'est le cas par exemple des valeurs du trait foliaire de surface foliaire spécifique qui traduit « l'épaisseur » des feuilles (Teixeira et al., 2020) ou du contenu en lignine des plantes (Novara et al., 2015), qui ont tous les deux un effet positif sur la teneur en SOC. La biomasse racinaire est aussi essentielle car plus encline à être stabilisée en MO dans le sol. L'allocation du carbone entre biomasse aérienne et racinaire est donc importante. La végétation herbacée et arbustive alloue une proportion de carbone sous forme racinaire plus élevée que les forêts (Jackson et al., 2017).

Situations comparées	Localisation et sol	Tendance de la teneur en SOC avec l'abandon	Processus expliquant les résultats	Référence
Amandiers cultivés, amandiers abandonnés, forêt	Méditerranée Calcaric bedrock Ontario, Canada	SOC toujours plus élevé en forêt.	L'activité agricole dégrade les sols (perte de SOC, de N), le développement forestier augmente la biomasse de MO et donc le carbone du sol	(Zornoza et al., 2009)
Champs en utilisation agricole, sites en succession et forêt mature	Podzol, Brunisol, Luvisol	Le carbone total augmente avec le temps depuis l'abandon entre 0-5cm, tend à augmenter entre 5-10cm mais ne change pas entre 10-20cm. Il n'y a pas de différence entre les 3 types de sol.	La teneur en SOC augmente car le développement forestier apporte de la MO qui est après stabilisée. Il n'y a pas de différence entre les sols probablement car ils partagent un patron de succession similaire.	(Foote & Grogan, 2010)
Deux types de végétations arbustives, oliviers, pins, pâtures, chêne liège et vigne	Méditerranée Lithic Xerorthents	Vigne < oliviers < forêts (pins, chênes) < pâtures et végétations arbustives	La teneur en SOC est plus élevée dans les pâtures et les végétations arbustives du fait de l'apport en MO et de la stabilité des agrégats	(Emran et al., 2012)
Vigne active, vigne abandonnée, pâturage d'estive, forêt de 40 ans	Méditerranée Calcaric Luvisol	SOC plus faible dans la vigne active et la vigne abandonnée SOC plus élevé dans l'estive et la forêt	Le rétablissement du SOC est plus faible qu'attendu du fait d'une faible productivité primaire.	(Acín-Carrera et al., 2013)
Champs en utilisation agricole et trois classes de durée depuis l'abandon : 5-10 ans, 20-30 ans et 55-60 ans	New-York, USA Inceptisols	Le carbone du sol augmente avec l'âge d'abandon	La dynamique successionale entraîne un apport de MO, un effet protecteur du sol forestiers et des racines et des bactéries qui stabilisent les agrégats du sol	(Piché & Keltling, 2015)
Trois vignes en activité et six abandonnées : 193 ± 38, 142 ± 13, 101 ± 28, 63 ± 10, 39 ± 15 et 14 ± 11 ans	Tokaj Nagy-Hill (Hongrie) Loess	La concentration en SOC augmente avec le temps depuis l'abandon. Elle augmente plus pour les parcelles orientées sud que celle orientées sud-ouest.	L'abandon apporte de la MO qui est après stabilisée. Les auteurs expliquent l'effet significatif de l'orientation vers le sud par un microclimat plus sec mais envisagent aussi que la différence soit due à des apports de MO différents.	(Spoth et al., 2016)
Vigne en activité ; trois stades successionnels après abandon : maquis haut (0-45 ans), maquis-forêt (45-70 ans), forêt-maquis (70-100 ans) ; et une forêt ancienne (>105 ans).	Méditerranée, Pas d'infos sur le sol	Augmentation de la teneur et du stock de carbone avec la succession	Accumulation de MO	(Badalamenti et al., 2019)
Champs en utilisation agricole, forêt naturelle, plantation de pin et végétation arbustive	Méditerranée Grès	Significativement moins de SOC dans les champs que dans les autres, les valeurs les plus importantes sont dans la forêt et la plantation	Il y a des arbres plus grands et une densité d'arbres plus importante en forêt et dans les plantations et donc plus de biomasse. La végétation arbustive est plus jeune, donc il y a eu moins d'accumulation.	(Lizaga et al., 2019)

Pâturage et champs de café récemment abandonnés (0,5 – 1 an), forêt secondaires (entre 5 et 80 ans) et une forêt primaire (> 100 ans).	Forêt atlantique Oxisol	La SOM n'est pas associée significativement avec l'âge de la forêt d'après les modèles mais la SOM est apparemment (graphiquement) plus faible dans les champs abandonnés qu'en forêt	La plus faible teneur en SOC dans les champs peut être liée à de l'érosion	(Teixeira et al., 2020)
Pâturage (5 ans d'abandon), végétation arbustive (25-30 ans d'abandon, dominance <i>C. laurifolius</i>), végétation arbustive (35-50 ans d'abandon, dominance <i>Juniperus communis</i>), jeune forêt (50-70 ans d'abandon, dominance <i>Q. pyrenaica</i>) et forêt ancienne (plus de 70 ans d'abandon).	Méditerranée Dystric cambisols	Comparée à la pâture, le SOC augmente (0-10cm) dès les premiers temps d'abandon jusqu'à la forêt ancienne.	Augmentation expliquée par l'apport plus important de litière par une végétation plus dense, les arbustes et les arbres apportent plus de biomasse souterraine et de nécromasse aérienne	(Lasanta et al., 2020)
Prairie fertilisée (M), prairie non-fertilisée (G), jeune végétation arbustive (ouverte (YSO) ou fermée (YSC)), ancienne végétation arbustive (ouverte (OSO) ou fermée (OSC)), jeune forêt de feuillus (ouverte (YFO) ou fermée (YFC))	Pyrénées Cambisols	Une variation de la teneur en SOC est observée entre les écosystèmes avec, du plus élevé au plus faible : M > YFC > OSO > OSC > G > YFO > YSC > YSO	Le sol de la jeune végétation arbustive a moins de SOC que les autres écosystèmes du fait d'une végétation moins mature et peu de litière. Les valeurs plus élevées en prairie qu'en forêt peuvent être expliquées par l'importance de la biomasse racinaire en prairies, ainsi que par la structure et la distribution des racines.	(Nadal-Romero, 2021)
Parcelles dégradées (en activité agricole) et restaurées (sous forêt)	Meta-analyse	La restauration des forêts entraîne une augmentation du SOC	Le SOC augmente avec la restauration parce que la croissance des plantes, et surtout celles du début de succession, apporte de la MO par la déposition et le renouvellement de la litière et des racines	(Parkhurst et al., 2022)

Tableau 15. Études de cas sur les changements de la teneur en carbone organique du sol (SOC) après abandon issues d'une revue de littérature récente non exhaustive

2.1.2. Variations de la teneur en azote du sol avec l'abandon : diminution puis augmentation

L'azote est un nutriment essentiel et en général limitant pour la croissance végétale. La teneur en azote est déterminée par les apports (fixation, minéralisation de la SOM) et les pertes (assimilation, dénitrification, lessivage). Il n'existe pas à ma connaissance de revue de la littérature sur la dynamique de l'azote après abandon, mais de nombreuses études (voir tableau 16) rapportent une augmentation de l'azote du sol après abandon. Cette augmentation est liée à l'augmentation des apports en MO au sol au cours de la succession. Certaines études montrent que l'augmentation de la teneur en azote est précédée d'une diminution : l'activité agricole abandonnée crée un surplus d'apport d'azote qui n'est à nouveau atteint qu'après un certain laps de temps post abandon, puis qui est dépassé (Heydari et al., 2020).

La composition en espèces peut avoir un effet sur la dynamique de l'azote : il a par exemple été montré que les communautés végétales des prairies influencent le cycle de l'azote via leurs traits fonctionnels (Legay et al., 2016). Le recouvrement en fabacées serait par ailleurs déterminant pour l'augmentation de la teneur en azote des jeunes forêts succédant à des activités agricoles (Winbourne et al., 2018).

La dynamique de l'azote peut aussi être influencée par les conditions abiotiques comme l'exposition des parcelles (R. L. van Hall et al., 2017). Huang et al. (2015) trouvent que les parcelles ombragées favorisent la minéralisation et l'accumulation d'azote et l'explique par les meilleures conditions d'humidité et plus forts apports en MO qu'en situations ensoleillées ou de haut de pente.

Situations comparées	Localisation et sol	Tendance avec l'abandon	Explication	Référence
Vignes abandonnées entre 2 et 42 ans.	Méditerranée Brown calcaireux ou calcic cambisol	La concentration totale en azote augmente d'un facteur 3 au cours de la succession	L'apport de litière augmente en même temps que la biomasse aérienne, le taux de décomposition de la litière diminue (parce que les espèces à croissance rapide produisant une litière de haute qualité sont remplacées par des espèces à croissance lente produisant une litière de moindre qualité)	(Garnier et al., 2004)
Parcelles cultivées (citrons, pêches, olives), pâture (ovins), végétation arbustive (abandon environ 40 ans), forêt et plantation.	Méditerranée Molli-Vitric Andosols	L'azote total est plus élevé dans une pâture, dans la forêt, la végétation arbustive et la plantation	L'activité agricole diminue le contenu en azote du sol. Le développement d'une végétation naturelle améliore le sol via notamment la limitation de l'érosion et l'apport de matière organique	(Marzaioli et al., 2010)
Deux types de végétations arbustives, oliviers, pins, pâtures, chêne liège et vigne.	Méditerranée Lithic Xerorthents	Sols cultivés (oliviers, vigne) < forêts (chêne, pins) < végétations arbustives < pâtures	Le pâturage régulier apporte des fèces ce qui explique la forte teneur en azote pour les sols pâturés	(Emran et al., 2012)
Différentes phases de succession secondaire d'un champ en utilisation agricole à une forêt mature.	Méditerranée Calcaireux clay-and siltstones	Les champs présentent les moins fortes teneurs en azote. Il y a moins d'azote dans les parcelles orientées nord que celles orientées sud.	Augmentation de l'apport de litière au cours de la succession.	(R. L. van Hall et al., 2017)
Différentes pressions de pâturage (modérée, faible, très faible) et pâtures abandonnées depuis 30 ans.	Méditerranée Dystric Cambisols	Diminution de l'azote avec la diminution d'intensité du pâturage	Les excréments des animaux apportent de l'azote et est une matière facilement décomposable. Le pâturage induit une végétation qui produit une litière de qualité	(Peco et al., 2017)
Champs en utilisation agricole, forêt naturelle, plantation de pin et végétation arbustive	Méditerranée Grès	Augmentation de l'azote avec la succession	La plus faible teneur en azote dans les champs peut être liée à de l'érosion entraînant la perte d'éléments fins.	(Lizaga et al., 2019)
Vigne en activité ; trois stades successifs après abandon : maquis haut (0-45 ans), maquis-forêt (45-70 ans), forêt-maquis (70-100 ans) ; et une forêt ancienne (>105 ans).	Méditerranée, Pas d'infos sur le sol	Augmentation de l'azote avec la succession claire pour les couches superficielles, moins clair pour les couches plus profondes	Accumulation de MO	(Badalamenti et al., 2019)

Agrosystème (blé) abandonné depuis 5 ans, agrosystème (blé) abandonné depuis 15 ans, et une forêt intacte	Iran Inceptisols	Réduction de la teneur en azote et du % d'argile juste après l'abandon puis ré-augmentation de l'azote au long de la succession	L'augmentation des nutriments du sol en forêt pourrait être liée à une augmentation de l'apport annuel de MO.	(Heydari et al., 2020)
Pâturage (5 ans d'abandon), végétation arbustive (25-30 ans d'abandon, dominance <i>C. laurifolius</i>), végétation arbustive (35-50 ans d'abandon, dominance <i>Juniperus communis</i>), jeune forêt (50-70 ans d'abandon, dominance <i>Q. pyrenaica</i>) et forêt ancienne (plus de 70 ans d'abandon).	Méditerranée Dystric cambisols	L'azote augmente avec l'avancée de la succession, et diminue avec la profondeur	Augmentation expliquée par l'apport plus important de litière par une végétation plus dense, les arbustes et les arbres apportent plus de biomasse souterraine et de nécromasse aérienne	(Lasanta et al., 2020)

Tableau 16. Revue non exhaustive de la littérature sur les changements de l'azote total du sol après abandon.

2.1.3. Teneur en phosphore du sol et abandon agricole

Le phosphore est un nutriment essentiel et limitant (Chapin III et al., 2011) et sa source principale est la roche-mère. Sa teneur tend à diminuer s'il n'y a pas d'apports ou suite à des phénomènes d'érosion (Winbourne et al., 2018).

Les activités agricoles si elles n'incluent pas d'apports, tendent à diminuer le phosphore du sol, par exportation de biomasse produit et par lessivage, (Flinn & Marks, 2007) ou excréments des animaux en pâturage (Peco et al., 2017). Logiquement, Wang et al. montrent que dans des systèmes prairiaux, la teneur en phosphore du sol augmente lorsque les activités agricoles cessent (C. Wang et al., 2021) et une augmentation du phosphore après abandon des usages et au cours de la succession végétale a été constatée (Heydari et al., 2020; Lasanta et al., 2020). Teixeira et al. (2020) montrent que cette augmentation a surtout lieu les 15-20 premières années suivant l'abandon. Cela pourrait expliquer pourquoi Winbourne et al. (2018) ne trouvent pas de différence de teneur en phosphore entre les sols des forêts de différents âges. Malgré ces quelques résultats, la dynamique du phosphore lors de succession secondaire reste mal connue.

2.1.4. Effet de l'abandon des usages agricoles sur le pH du sol

Le pH du sol est un paramètre clé du sol qui influence de nombreuses autres propriétés et processus pédologiques affectant la croissance des plantes. Il a en particulier un effet sur les nutriments disponibles. Le pH du sol dépend du type de roche-mère, du type de sol et de l'occupation du sol. En matière d'effet de l'occupation des sols, la diminution du pH du sol est un des changements majeurs induits par le développement forestier (Hornung, 1985). Ceci s'explique par la consommation des cations par les arbres ainsi que par l'augmentation de matière organique (Matzner, 1992; Piché & Kelting, 2015) et par un effet de la qualité chimique de la matière végétale forestière. Hong et al. (2018) montrent en étudiant 687 parcelles forestières que le développement forestier tend à produire des pH qui s'approche du neutre plutôt que d'une acidification.

De nombreuses études mentionnent que les sols des zones soumis à l'activité agricole ont un pH plus élevé qu'après abandon et succession, et connaissent une diminution du pH avec la succession : l'ampleur de la variation varie beaucoup d'une étude à l'autre de faible (< 0.5) (Zornoza et al., 2009; Foote & Grogan, 2010; Emran et al., 2012; Lizaga et al., 2019) à plus élevée (Piché & Kelting, 2015; S. J. B. Robinson et al., 2015; Lasanta et al., 2020). Seule une étude trouve un pH plus faible en situation agricole qu'en situation forestière (Marzaioli et al., 2010).

2.1.5. Existe-t-il un lien entre l'abandon, et la texture et la densité apparente du sol ?

Le lien entre la texture du sol et l'abandon/succession est complexe. La texture est caractéristique d'un type de sol et elle est souvent indépendante de la végétation (Pastor & Post, 1986; Foote & Grogan, 2010; Lizaga et al., 2019).

Cependant, certaines activités agricoles accentuent le phénomène d'érosion et modifient ainsi la texture du sol avec des pertes de limons et d'argiles. Heydari et al (2020) montrent ainsi que la mise en culture de parcelles a entraîné une diminution des argiles et des limons, plus à risque d'être emportés (Basic et al., 2002), mais la teneur du sol en ces particules fines tendent à réaugmenter après abandon.

La densité apparente, qui permet d'approcher la porosité du sol, est généralement inférieure en forêt que dans le sol des zones agricoles (Foote & Grogan, 2010; Piché & Kelting, 2015; S. J. B. Robinson et al., 2015). Ceci s'explique parce que l'activité agricole entraîne la compaction du sol et la

perte de structure. Cependant dans certains cas aucune différence n'est détectée entre des situations cultivées, abandonnées et forestières (Lasanta et al., 2020; Marzaioli et al., 2010).

Il est donc attendu que l'arrêt de l'activité agricole et la succession entraînant le développement de la végétation conduisent à une augmentation de la matière organique et des nutriments. Ceci s'explique par l'arrêt des dégradations des sols, une augmentation de la biomasse aérienne et souterraine (croissance de la végétation et arrêts des exportations) ainsi que par un effet protecteur face au lessivage. Il est aussi attendu de l'apport accru de matière organique qu'il diminue le pH du sol. Après abandon la part des particules fines dans le sol tend à augmenter de même que la porosité du sol.

2.2. Méthodes de mesures des critères de qualité du sol étudiés

Les paramètres biologiques, chimiques et physiques étudiés ont été renseignés et mesurés en trois étapes : la réalisation de profil in situ, le prélèvement d'échantillons analysés en laboratoire et, pour la capacité de rétention en eau, un calcul à partir des mesures.

2.2.1. Profils pédologiques

Dans chacune des 158 placettes, une fosse de 30 cm a été creusée pour permettre la description du profil de sol. Les profils ont été décrits via les caractéristiques de leurs horizons avec les informations suivantes, comme recommandé par (Duchaufour, 1997) :

- Couleur
- Épaisseur
- Texture
- Structure
- % de racines
- % d'éléments grossiers
- Éléments grossiers les plus grands
- Niveau d'effervescence à l'HCl

Les profils se sont limités à 30cm, ce qui correspond aux horizons A, B et au début du C. Afin d'estimer la profondeur maximale du sol une barre à mine pouvant s'enfoncer jusqu'à 75cm a été utilisée.

2.2.2. Échantillonnage sur le profil de sol et analyses en laboratoire

Les profils ont été découpés en trois sections : 0-10cm, 10-20cm et 20-30cm. A chacune de ces profondeurs, deux types de prélèvement ont été effectués : i) un prélèvement destiné aux mesures physico-chimiques (réalisées pour l'essentiel par un laboratoire extérieur, le LANO) (tableau 17) avec le prélèvement de plusieurs centaines de grammes et ii) un prélèvement à l'aide d'un cylindre en acier (H = 5cm et D = 5cm) pour mesurer la densité apparente du sol et sa porosité. Les mesures physico-chimiques incluent le pH, la matière organique, l'azote total, le phosphore (P_2O_5), la texture ainsi que d'autres paramètres relatifs aux nutriments et à leur disponibilité.

La densité apparente est la valeur de la masse de sol (fraction < 2mm) par volume de sol. Elle renseigne la quantité de sol et sa porosité. Elle a donc été déterminée via la méthode du cylindre :

- 3 cylindres (H = 5cm et D = 5cm) de sol ont été prélevés dans chaque placette (0-10cm, 10-20cm et 20-30cm).
- Les échantillons ont été séchés à 105°C pendant 24h puis pesés.

- Ils ont ensuite été tamisés à 2mm. Cependant les échantillons contenaient trop d'argile pour que la fraction < 2mm soit isolée entièrement. J'ai donc isolé la fraction supérieure à 2mm qui a été séchées à 105°C pendant 24h puis pesées. La masse < 2mm = (masse totale) – (masse > 2mm).
- La densité apparente (g.ml⁻¹) est ensuite calculée : densité = masse < 2mm / volume.

Certaines placettes contenaient trop d'éléments grossiers pour que le cylindre puisse être utilisé pour prélever le sol, le nombre total de cylindres prélevés est donc de 465 au lieu des 474 prévus. La densité apparente a été déterminée seulement sur les horizons de sol 0-10cm et 10-20cm. Par manque de temps la densité apparente n'a pas été déterminées sur la troisième section (20-30cm).

Mesure	n	Méthode
pH	474	20g de sol dans 300ml d'eau mélangé 30min puis mesure à la sonde à pH
Calcaire total	120	NF ISO 11262
MO	120	NF ISO 14235
CEC	120	NF X31-130
Saturation	120	Calcul
Azote	120	NF ISO 11261 (ammonium, nitrate, nitrite et organique)
CaO	120	NF X31-108
K ₂ O	120	NF X31-108
MgO	120	NF X31-108
Na ₂ O	120	NF X31-108
P ₂ O ₅	120	NF ISO 11263
Argiles	120	NF X31-107, méthode avec décarbonatation
Limons fins	120	NF X31-107, méthode avec décarbonatation
Limons grossiers	120	NF X31-107, méthode avec décarbonatation
Sables fins	120	NF X31-107, méthode avec décarbonatation
Sables grossiers	120	NF X31-107, méthode avec décarbonatation

Tableau 17. Mesures effectuées et méthodes utilisées par le laboratoire LANO (sauf pH, mesuré par mes soins à GEOLAB). Le nombre d'échantillons « n » équivaut à 474 lorsque la mesure est effectuée pour tous les placettes, et à 120 lorsqu'elle est effectuée pour chaque stade de chaque parcelle.

2.2.3. Capacité de rétention en eau

La capacité de rétention en eau du sol dépend de sa texture, son contenu et sa porosité. Pour la déterminer, j'ai utilisé l'équation de Rawls recommandée par Saxton et al. (1986) :

$$\Theta_p = a + b (\% \text{ sables}) + c (\% \text{ limons}) + d (\% \text{ argiles}) + e (\% \text{ MO}) + f(BD)$$

Où Θ_p est la teneur en eau en m³.m⁻³ et a, b, c, d, e et f sont des coefficients dépendant de la tension de rétention (kPa). Les valeurs des coefficients pour une tension de 33kPa (capacité au champs) sont utilisées pour déterminer la capacité de rétention (tableau 5).

Tension (kPa)	Intercept (a)	% Sand (b)	% Silt (c)	% Clay (d)	% Organic matter (e)	BD (f)
33	0.2576	-0.0020	0	0.0036	0.0299	0

Tableau 18. Valeurs des coefficients de calcul de la teneur en eau à 33kPa

2.2.4. Analyses des données et méthodes statistiques

2.2.4.1. Test de l'effet des stades de succession et de la profondeur de prélèvement

Le 1^{er} objectif d'analyse de ces données consiste à tester si les valeurs des différents paramètres de qualité du sol varient entre les stades de succession post abandon.

Par ailleurs, des comparaisons entre les données aux trois profondeurs de prélèvement (0-10cm, 10-20cm, 20-30cm) ont été conduites afin de tester si les valeurs sont différentes en surface et en profondeur.

Les paramètres ont donc été comparées entre les stades et entre les profondeurs par des analyses de variances, ces deux variables étant considérées comme une catégorielles. Des ANOVA (avec un seuil de significativité à $p = 0.05$), suivies de tests de Student deux à deux ont été utilisées lorsque les conditions étaient remplies (normalité des données avec un test de Shapiro, homoscedasticité des variances avec un test de Levene). Dans le cas contraire, en fonction des conditions un test de Kruskal-Wallis (un facteur) ou de Scheirer Ray Hare (deux facteurs) a été effectué (Dytham, 2011), suivi d'un test de Dunn, avec l'ajustement de Benjamini-Hochfeld (Jafari & Ansari-Pour, 2019; Lee & Lee, 2018).

Afin de déterminer les relations entre ces paramètres, une Analyse en Composante Principale (ACP) a été également été réalisée.

2.2.4.2. Tester l'effet des facteurs biotiques et abiotiques (sous forme de variables quantitatives) sur les paramètres de qualité du sol

La variable *stade* capture plusieurs facteurs de variation ; des facteurs biotiques, notamment la composition en espèces et la structure et la végétation, les conditions microclimatiques, ainsi que le temps écoulé depuis l'abandon de l'activité agricole. Des analyses ont donc été réalisées pour identifier plus précisément les facteurs biotiques et abiotiques associés aux variations des paramètres majeurs de la qualité du sol : la teneur en SOC, en azote et en phosphore. Pour cela, des modèles ont été élaborés et leurs qualités pour ajuster les données ont été comparés.

Des modèles linéaires généralisés ont été utilisés (GLMM, avec une distribution gaussienne des erreurs) avec la parcelle en effet aléatoire, pour évaluer quelles variables expliquent la variation des paramètres (lme4, (Bates et al., 2014)). Tous les modèles candidats ont été produits en testant toutes les combinaisons de variables avec un maximum de quatre variables par modèle pour limiter la complexité du modèle et le temps de calcul. Ensuite une approche d'inférence multi-modèle a été utilisée pour calculer les estimations des paramètres modèles-moyennés (avec des intervalles de confiance à 95%) pour les variables incluses dans la sélection des modèles (AICc de poids cumulé < 0.95 , le critère d'information Akaike corrigé pour des échantillons de petites tailles, (Burnham & Anderson, 2003)). Les procédures de dredging et de moyennage des modèles ont été réalisées avec le package MuMin (Bartón, 2016). L'effet d'une variable explicative est considéré significatif quand son estimation (la pente de la relation) est différente de zéro (quand son intervalle de confiance à 95% exclu zéro). La qualité des modèles est évaluée en utilisant la valeur du R^2 calculée pour les effets fixes et pour le modèle global (fonction "r.squaredGLMM" du package MuMin, (Bartón, 2016)).

Les variables potentiellement explicatives des mesures de SE considérés dans les modèles sont :

- **Les facteurs biotiques**
 - **La composition spécifique des placettes.** La composition en espèces de chaque placette présentée au chapitre 3 est utilisée comme variable explicative via les

coordonnées des relevés de végétation réalisé dans chaque placette sur la dimension 1 (axe 1) et la dimension 2 (axe 2) de l'ACP (voir figure 40 au chapitre 3)

- **Les formes de vie.** Le recouvrement des différentes formes de vie dans les communautés végétales a été utilisé comme variable explicative.
- **La richesse spécifique.** Le nombre d'espèces présentes sur les placettes.
- **La diversité en espèces.** L'indice de Shannon
- **La biomasse aérienne.** Cette valeur a été mesurée in situ (voir partie 2 du présent chapitre pour plus de détails sur la méthode).
- **Le recouvrement en fabacées :** estimée à partir des relevés de végétation
- **Les facteurs abiotiques.**
 - **L'exposition :** exprimée via l'interaction entre sinus et cosinus de l'angle (0° = plein nord, 180° = plein sud).
 - **La profondeur du sol**
 - **La pente**
- **La parcelle** en variable aléatoire.

L'altitude n'a pas été prise en compte car toutes les parcelles sont situées dans un intervalle de 205m.

2.2.4.3. Logiciels

Les analyses de ces données ont été réalisées avec excel et Rstudio (R version 4.1.0), et les package Stringr, corrplot, FactoMineR, factoextra, usdm, car, dplyr, dunn.test, ggplot2, reshape2, tidyselect, tidyverse, vegan, lme4, lmerTest, MuMIn, rsq, rcompanion, et pixiedust.

2.3. Résultats : mesures de paramètres de qualité du sol dans des parcelles de différents stades successionnels

2.3.1. Vue d'ensemble des caractéristiques des sols dans les placettes d'étude

Les résultats des analyses de sol montrent que les sols des placettes d'étude sont neutres à alcalins, riches en matière organique (tableau 19) et qu'ils appartiennent à cinq types de texture : clay, clay loam, loam, silt loam et silty clay loam (cf triangle des textures figure 1 en annexe 3).

Les mesures à la barre à mine réalisées sur le terrain indiquent que l'épaisseur du sol n'est pas uniforme entre les stades (p -Kruskal = $6.122015e-12$) (figure 43). Sur toutes les parcelles la barre à mine s'enfonce jusqu'à au moins 34 cm mais le sol est moins épais dans les parcelles de stades 4A et 5A, et une seule placette du stade 5A atteint 75 cm. Cette variation n'est pas causée par l'abandon et le développement forestier mais elle y est sans aucun doute liée : les sols les moins propices à l'agriculture, dont les sols plus superficiels, sont probablement abandonnés les premiers et donc présentent un stade de succession plus avancé que ceux avec un sol plus profond, et donc plus favorable à la production agricole.

Paramètre	Min	Max	Médiane	Moyenne
pH	6.2	8.7	8.3	7.9
Calcaire total (%)	0.64	41.3	17.6	20.4
Matière organique (%)	3.2	7.5	5.0	5.1
Carbone organique (g/kg)	19	43	29.1	29.9
Azote (g/kg)	1.6	4.4	2.5	2.5
C:N	9.6	15.4	11.8	12.0
Phosphore (P ₂ O ₅) (mg/kg)	9.3	129	15.3	26.7
CEC (mEq/100g)	19.0	36.6	27.6	27.2
Saturation (%)	85.7	265.3	179.6	169.8
Calcium (CaO) (g/kg)	4.2	15.0	13.0	11.0
Potassium (K ₂ O) (g/kg)	0.12	0.9	0.4	0.4
Magnesium (MgO) (g/kg)	0.32	2.1	0.5	0.7
Sodium (Na ₂ O) (g/kg)	0.02	0.07	0.03	0.03
Densité apparente (g/ml)	0.4	1.2	0.9	0.9
Argiles (%)	13.1	46.2	27	27
Limons (%)	28.2	63.7	46	46
Sables (%)	13.7	51.3	26	28

Tableau 19. Gammes des valeurs des paramètres de sol sur l'ensemble des parcelles (30 premiers cm de sol, tous prélèvements confondus)

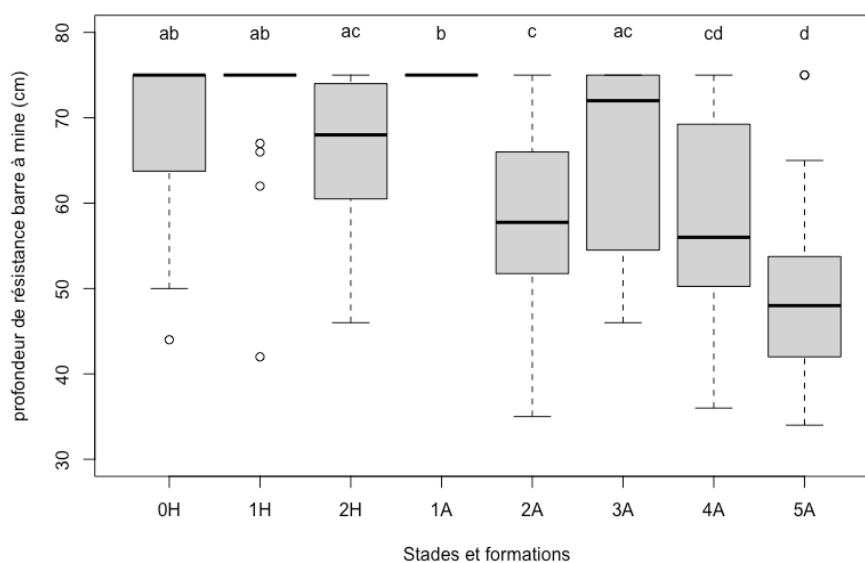


Figure 43. Profondeur de résistance du sol à la barre à mine (max = 75cm)

Comme expliqué précédemment (chapitre 2) la zone est constituée d'une diversité de roche-mère (socle granitique, magmas basiques pauvres en silice ou acides riches en silice, marnes et alluvions) et il n'existe aucune cartographie pédologique détaillée couvrant la zone d'étude. Les résultats des analyses de sol (tableau 6) et la description des profils réalisés sur chaque placette conduit à proposer que les sols sont de types « colluviosols » et « brunisols ».

2.3.2. Variations des paramètres chimiques, biologiques et physiques du sol avec le stade et la profondeur du sol

La qualité du sol dépend de la composition du sol, de sa chimie et de sa texture. Les variations des paramètres mesurés en fonction du stade et de la profondeur montrent qu'il n'y a pas de tendance uniforme pour tous. Certains paramètres sont très variables en stade 0H (*ie* toujours sous activité agricole) et notamment le pH (max = 8.79, min = 5.98). Cette hétérogénéité intra-stade peut avoir plusieurs origines, notamment le type de gestion (intrants, pression de pâturage). Cette information n'étant pas connue, le stade 0H est écarté des analyses suivantes.

L'ACP sur les paramètres de qualité du sol (figure 44A) montre que les deux premières composantes principales expliquent respectivement 36.6% de la variance et 24.7% de la variance.

Concernant la dimension 1, les valeurs des vecteurs propres sont élevées (corrélation > 0.5) et positive pour le calcaire total, la saturation en bases, le pH, les limons et le CaO ; elles sont élevées et négatives pour MgO, le P₂O₅, le SOC et la CEC. Concernant la dimension 2, les valeurs des eigenvector sont élevées et positives pour l'azote, le carbone, le K₂O, le CaO, la CEC et les argiles ; elles sont élevées et négatives pour le Na₂O.

Trois principaux groupes de paramètres se distinguent sur l'ACP : (1) argiles, CEC, carbone et MO, azote, K₂O ; (2) CaO, pH, calcaire, limons, saturation ; et (3) P₂O₅, C:N, sables, MgO, Na₂O. La visualisation des différents stades (figure 44B) montre qu'ils se répartissent de droite à gauche et de haut en bas. Lorsque les trois profondeurs de prélèvement sont visualisées (figure 44C) elles se distinguent dans le plan de l'ACP avec les valeurs entre 0 et 10cm qui se distinguent particulièrement de celles 20- 30cm. Il apparaît que le groupe de paramètres (1) varie entre les profondeurs de prélèvements et les groupes de paramètres (2) et (3) varient plutôt selon les stades. Les résultats des analyses de variances (tableau 3 annexe 3) montrent qu'une majorité de paramètres varient avec le stade et la profondeur mais qu'il n'y pas d'interaction significative entre ces deux sources de variations.

Le pH, la teneur en calcaire, la saturation, le CaO et le % de limons diminuent au cours de la succession, avec, pour l'essentiel, des valeurs plus faibles dans le sol des stades de 1 à 4A (1H, 2H, 1A, 2A, 3A et 4A) que dans les sols des stades 5A (tableau 2 en annexe 3). Certaines de ces variables (pH, calcaire et CaO) ne varient pas avec la profondeur de prélèvement, tandis que le % de limons et la saturation augmentent avec la profondeur de prélèvement.

L'ACP montre que les teneurs P₂O₅, MgO, Na₂O, le C:N et les sables sont positivement liés à l'avancée de la succession. Le tableau 2 en annexe 3 confirme que le P₂O₅, le C:N, le MgO et le Na₂O sont plus élevés dans les stades 5A et 4A ou 3A (selon les cas), que dans les autres stades. En particulier pour le C:N deux groupes se distinguent : le début de succession d'un côté (1H, 1A, 2H, 2A) et les autres stades (3A, 4A, 5A). Le stade 1A présente le C:N moyen du sol le plus faible (moyenne de 11.18) et le stade 5A le plus élevé (moyenne 13.21). Le % de sables est plus faible dans les stades 1H et 1A que dans les autres stades. Le ratio C:N du sol ne varie pas entre les profondeurs tandis qu'en revanche le P₂O₅, le MgO et le Na₂O diminuent avec la profondeur, et le % sables varient avec la profondeur sans tendance claire.

La teneur en azote, en carbone organique et le % d'argiles ne sont pas significativement différents entre les stades (tableau 2 en annexe 3). Le K₂O et la CEC sont au contraire différents entre les stades : il y a une tendance à l'augmentation pour le CEC, mais il n'y a pas de tendance linéaire de K₂O avec le stade. Ces éléments diminuent tous avec la profondeur.

Enfin la densité apparente (non incluse dans l'ACP du fait de l'absence des valeurs pour la profondeur 20-30cm) tend à être plus faible dans les stades 3A, 4A et 5A et entre 0-10cm qu'entre 10-20cm.

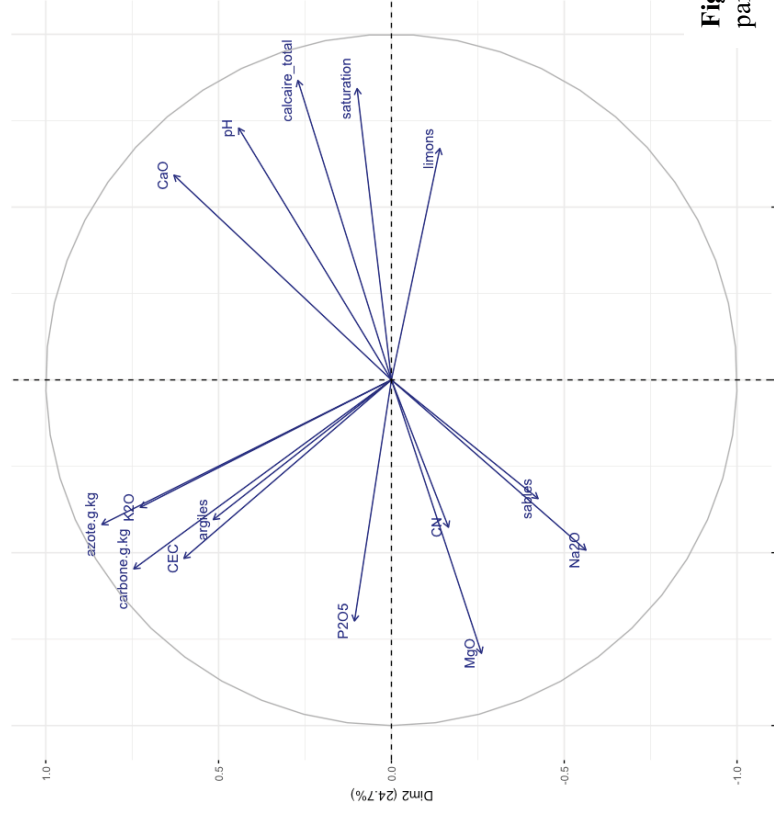


Figure 44A. Analyse des variables pédologiques des parcelles de différents stades successionnels via ACP

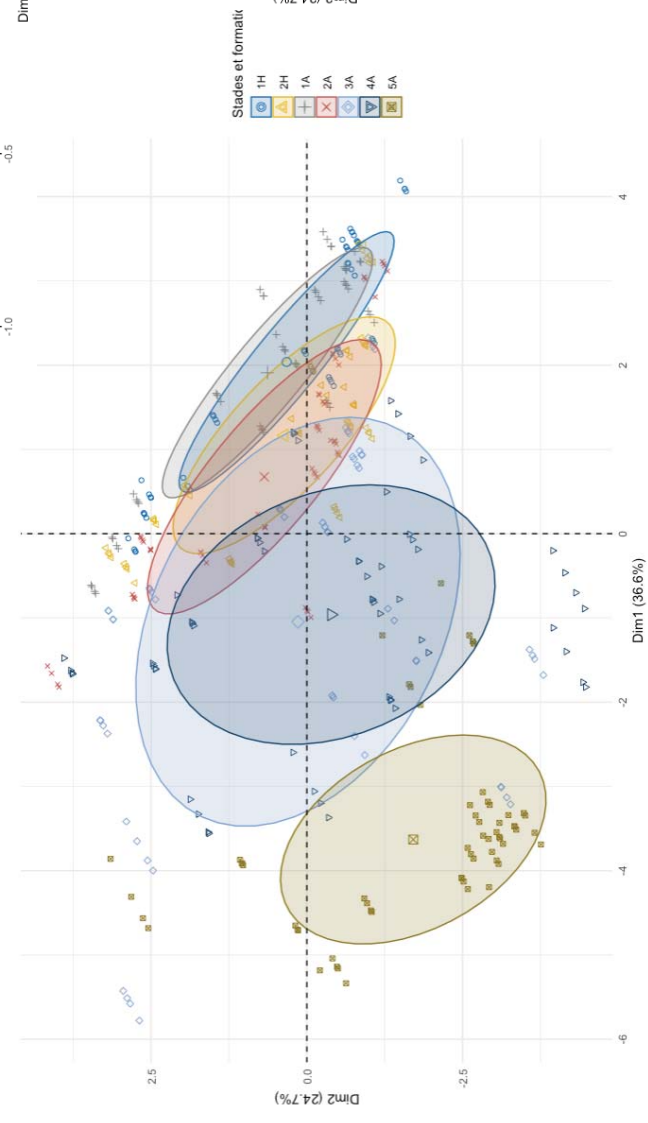


Figure 44B. Regroupement (sous forme d'ellipses de couleurs différentes) des données pédologiques sur le plan 1-2 de l'ACP selon les stades de succession

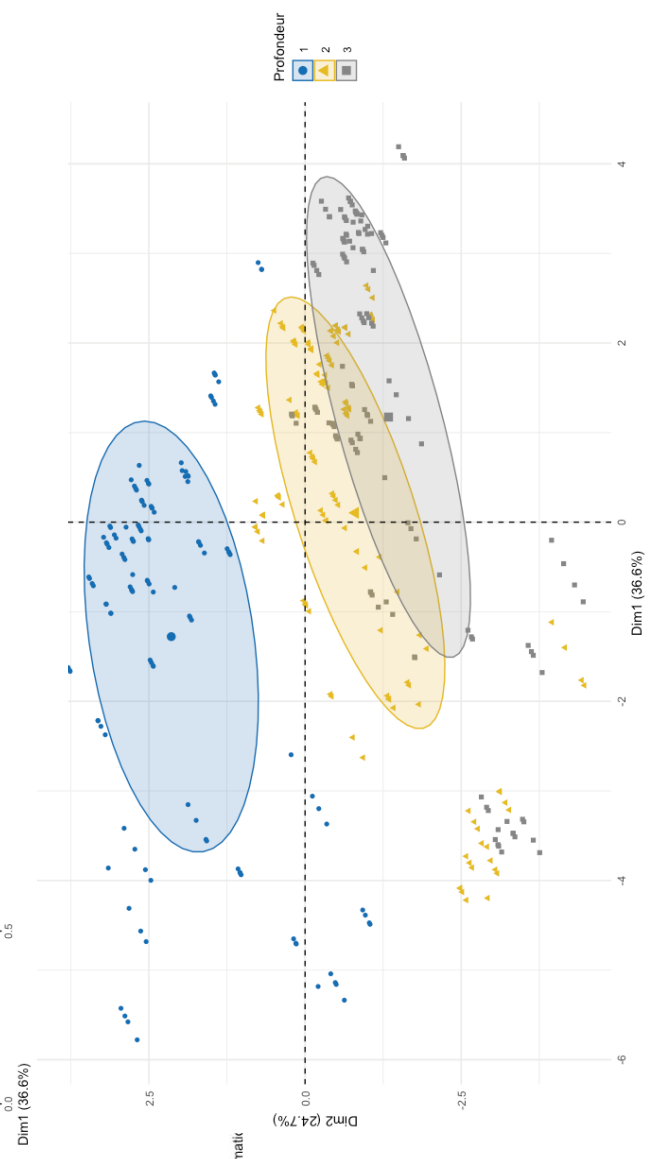


Figure 44C. Regroupement (sous forme d'ellipses de couleurs différentes) des données pédologiques sur le plan 1-2 de l'ACP selon la profondeur de prélèvement l'ACP (1 = 0-10cm, 2 = 10-20cm, 3 = 20-30cm).

2.3.3. La capacité de rétention en eau ne varie pas entre les stades

La capacité de rétention en eau est calculée à partir de la texture et de la teneur en matière organique du sol. Elle tend à augmenter entre les stades (figure 45) sans différence significative.

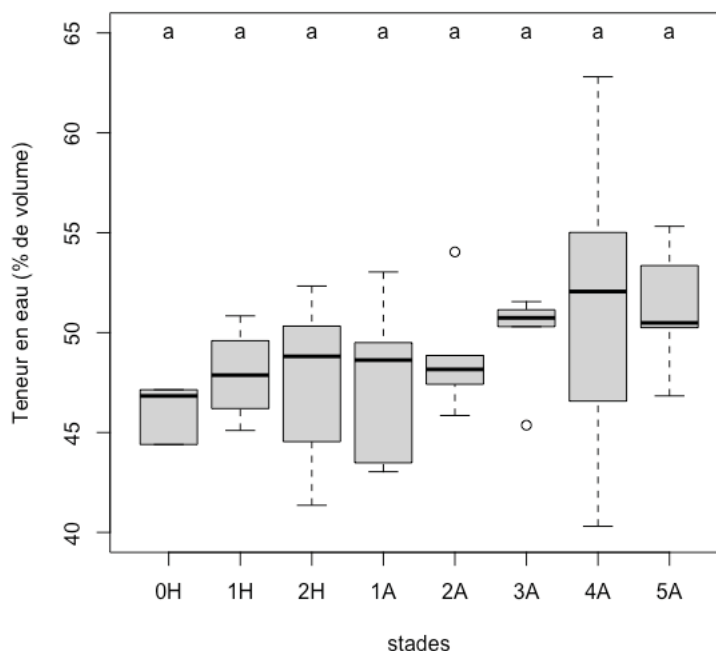


Figure 45. Capacité de rétention en eau du sol en fonction du stade. Il s'agit de la quantité d'eau que le sol contiendrait à 33pka.

2.3.4. Facteurs biotiques et abiotiques influençant les teneurs en SOC, en azote et en phosphore

Les teneurs en SOC, azote et phosphore varient et les facteurs influençant leurs contrastes ont été étudiés sur les données caractérisant le sol entre 0 et 30 cm (donc sur les données moyennées des 3 profondeurs précédemment distingués (tableaux 20, 21 et 22). Pour la teneur en phosphore, une parcelle (n°452) présente une valeur extrêmement plus élevée que les autres et n'a pas été prise en compte pour ces modélisations.

SE / proxies de SE	Variable de végétation ou abiotique	Estimate (moyenne et 95% CI)		R ² m	R ² c	P
Teneur moyenne en SOC (0-30cm)				0.24	0.93	
	Composition végétale (axes 1 ACP)	-0.5680	[-0.811 -0.324]			<0,0001
	Argiles 0-30cm	0.2094	[0.082 0.336]			<0,0001

Tableau 20. Résultat du modèle avec le SOC comme variable à expliquer. Le modèle initial = exposition + pente + ACPveg dim1 + ACPveg dim2 + biomasse aérienne vivante + richesse + diversité + % argiles + aléatoire parcelle

SE / proxies de SE	Variable de végétation ou abiotique	Estimate (moyenne et 95% CI)		R ² m	R ² c	P
Teneur moyenne en azote (0-30cm)				0.09	0.93	
	Composition végétale (axes 2 ACP)	-3.36e-02	[-0.05423 -0.01641]			<0,0001
	Composition végétale (axes 1 ACP)	-2.58e-02	[0.00074 0.03256]			0.01

Tableau 21. Résultat du modèle avec la teneur en azote comme variable à expliquer, modèle initial = exposition + pente + ACPveg dim1 + ACPveg dim2 + biomasse aérienne vivante + richesse + diversité + % recouvrement en fabacées + % argiles + aléatoire parcelle

SE / proxies de SE	Variable de végétation ou abiotique	Estimate (moyenne et 95% CI)		R ² m	R ² c	P
Teneur moyenne en phosphore (0-30cm)				0.0038	1	
	Composition végétale (axes 1 ACP)	-0.341028	[-0.5185 -0.1636]			<0,0001
	Composition végétale (axes 2 ACP)	-0.276563	[-0.4897 -0.0635]			0.01
	Nombre d'espèces	0.067017	[0.0150 0.1190]			0.01

Tableau 22. Résultat du modèle pour la teneur en phosphore, modèle initial = exposition + pente + dim1 + dim2 + biomasse aérienne vivante + richesse + diversité + % argiles + aléatoire parcelle

La teneur en carbone est apparue liée négativement à la dimension 1 de l'ACP sur les données de composition de la végétation et positivement au % d'argiles (tableau 15). Les autres variables ne sont pas significatives (exposition et pente ; dim2 de l'ACP, biomasse aérienne vivante, richesse et diversité en espèces).

La teneur en azote est négativement liée à la dimension 1 et à la dimension 2 de l'ACP (tableau 16). Comme pour le SOC, mais de manière plus accentuée, la variable aléatoire « parcelle » est importante, avec un R² du modèle beaucoup plus élevé quand cet effet est pris en compte. Cela pourrait signifier que la localisation des parcelles est importante. Néanmoins la cartographie de ces deux teneurs (figures 5 et 6, annexe 3) montre que des parcelles proches géographiquement présentent des valeurs très différentes.

La teneur en phosphore apparaît négativement liée à la dimension 1 et à la dimension 2 de l'ACP. La prise en compte de la parcelle comme variable aléatoire est importante puisque le R² marginal est de 0.0038 et le R² conditionnel de 1.

La dimension 1 de l'ACP capture la transition d'espèces herbacées (en positif) vers des espèces arbustives et arborées (en négatif) ; et la dimension 2 de l'ACP contraste les placettes avec plus d'arbustes (en négatif) ou plus d'arbres (en positif). Il y a donc une relation positive entre la teneur de ces trois éléments et l'avancée de la succession vers des stades forestiers. De plus en regardant leurs relations l'un en fonction de l'autre il ressort que le SOC et l'azote sont positivement liés avec un R² de 0.5 (figure 46).

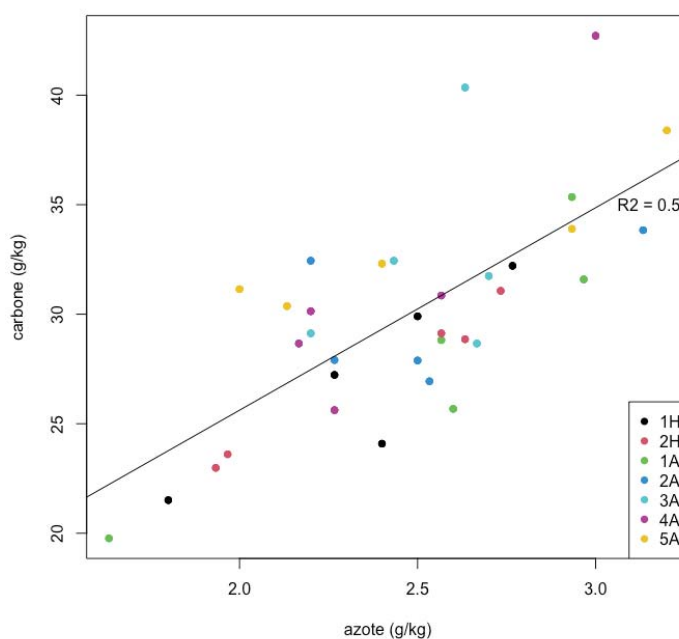


Figure 46. Relation entre le taux de SOC du sol et le taux d'azote

2.4. Discussion

Les activités agricoles, puis leur abandon suivi de succession végétale et de développement forestier ont des effets manifestes sur le sol et sa qualité ; ils peuvent modifier ses propriétés chimiques, biologiques et physiques.

2.4.1. Changement du pH

La succession végétale post-agricole a des effets clairs sur le sol, en particulier une diminution du pH et une augmentation du C:N.

Le pH diminue au fil des stades, passant d'un sol modérément alcalin à un sol neutre. Cette évolution avec le développement forestier est bien connue (Zornoza et al., 2009; Foote & Grogan, 2010; Emran et al., 2012; Piché & Keltling, 2015; S. J. B. Robinson et al., 2015; Lizaga et al., 2019; Lasanta et al., 2020). Elle s'explique par le fait que les apports de matière organique et la vie biologique forestière tendent à diminuer le pH. En parallèle le calcaire, la saturation et le calcium diminuent aussi. Ces paramètres étant associés à un pH élevé, notamment le calcaire a un effet alcalinisant, leur diminution en parallèle de celle du pH n'est pas surprenante. D'autres études rapportent une diminution du calcaire après abandon et succession (Piché & Keltling, 2015; Heydari et al., 2020). Ces tendances peuvent être expliquées par l'arrêt des pratiques agricoles qui incluent l'apport de calcaire à la surface du sol (chaulage) ; Ces pratiques pourraient aussi expliquer les différences de pH du sol entre certaines parcelles encore en activité. Ces différences de teneur en calcaire entre parcelles peuvent aussi résulter de contrastes de roches mère, mal cartographiées dans la zone.

Par ailleurs, l'activité des microorganismes et des racines au cours de la succession entraîne la dissolution et le lessivage du calcaire ainsi que son transfert vers des horizons de sols plus profonds, et peut onc contribuer à la diminution du pH des sols.

2.4.2. Carbone et azote

Les sols étudiés ont tous des valeurs élevées en matière organique par rapport à l'ensemble des sols du Puy-de-Dôme (Potier et al., 2019) et des valeurs moyennes de teneur en azote. Il y a entre les différentes parcelles une gamme de 1 à 2 pour le SOC et de 1 à 3 pour l'azote. D'après les modèles cherchant à ajuster les données, le SOC et l'azote sont deux paramètres positivement liés à l'avancée de la succession, car liés négativement aux dimensions 1 et 2 de l'ACP. Le SOC et l'azote diminuent tous les deux avec la profondeur du sol et sont significativement plus élevés en surface, ce qui a été également trouvé par Jobbagy and Jackson (2000) et Lasanta et al. (2020) dans d'anciennes parcelles agricoles.

Une augmentation du ratio C:N du sol est constatée avec les stades 4A et 5A, expliquée par l'apport d'une matière végétale forestière qui a un C:N élevé, notamment du fait de son contenu élevé en lignine, plus difficile et lente à être dégradée (Carré et al., 2010; Tian et al., 1992). Néanmoins, la différence n'est pas grande entre le stade 1H et 5A et ce ratio reste modéré puisqu'il reste bien en dessous de 20, alors que le C:N des sols forestiers en Europe peut dépasser 40 (Härdtle et al., 2004).

Ces résultats montrent que la dynamique du SOC et de l'azote mesurée ici correspond aux effets attendus de la succession : relation positive avec le développement d'arbustes et d'arbres, et avec une litière au C:N plus élevée et teneur plus élevée du SOC en surface. Ils montrent d'un autre côté que cette augmentation du SOC et de l'azote avec la succession n'est pas très forte ni très nette, contrairement à d'autres cas (Foote & Grogan, 2010; Spohn et al., 2016; Lasanta et al., 2020).

La stabilité de ces teneurs en SOC et azote à travers la succession peut signifier que les apports et les pertes restent similaires ou bien qu'ils augmentent tous les deux. La deuxième hypothèse est à privilégier car la biomasse aérienne augmente avec la succession, donc les apports au sol augmentent, et le SOC et l'azote ne sont pas liés à la biomasse aérienne d'après le modèle. L'absence d'augmentation du SOC et de l'azote après abandon, en dépit de l'augmentation des apports de MO au sol, pourrait donc être expliqué par une augmentation de la décomposition et de minéralisation de la MO qui ne s'accumule donc pas. D'autres études rapportent en effet une augmentation de la respiration microbienne avec la succession qui compense l'augmentation d'apport de matière organique (Yan et al., 2006), et qui traduit une plus forte activité de décomposition. De plus, d'après Chen et al (2018) le climat (température et précipitation) est le facteur principal contrôlant la dynamique du SOC et il est donc possible que le climat ne soit pas limitant pour la minéralisation de la MO dans les parcelles étudiées.

L'activité agricole précédant l'abandon peut jouer un rôle majeur dans la dynamique du SOC après abandon. Dans le cas des prairies (sans travail du sol) le SOC peut augmenter après abandon (Lasanta et al., 2020) mais dans certains cas il n'y a pas de différence entre prairie et forêt (Emran et al., 2012; Acín-Carrera et al., 2013) et le SOC peut être plus élevé en prairie quand elles sont fertilisées (Nadal-Romero, 2021). Il est possible que les parcelles étudiées ne présentent pas de forte augmentation du SOC après abandon car l'activité précédente ne perturbait pas le sol (pas de labours) et que la végétation herbacée -bien qu'exportée par pâturage ou fauche- présentait une importante allocation de matière organique au système racinaire qui revenait au sol même en situation d'usage agricole.

La modélisation des données obtenue a mis en évidence une relation positive entre la teneur en SOC du sol et le % d'argiles. Ceci peut s'expliquer par la capacité des particules d'argile à protéger le carbone organique contre les microorganismes (Singh et al., 2018). Le pourcentage d'argiles ne serait pas lié à la dynamique successioneuse mais il influencerait la dynamique de la matière organique. La CEC qui est un paramètre important de la qualité du sol varie aussi peu avec le stade mais a des tendances proches du SOC, de l'azote et des argiles. Les parcelles dont le sol contient plus d'argiles

(caractéristique indépendante du stade) auraient plus de SOC, plus d'azote et une CEC plus élevée car plus de charges négatives.

2.4.3. Phosphore

Les sols présentent des valeurs plutôt basses en phosphore (< 70 mg/g (Potier et al., 2019)) sauf pour quelques parcelles. Le modèle indique que le phosphore augmente avec le stade de succession, ce qui est probablement dû à l'augmentation de l'apport de matière organique au sol.

Par ailleurs, j'ai trouvé un fort effet de la parcelle sur les valeurs de la teneur en phosphore, sans lien apparent avec les délimitations des pédocpaysages. Cet effet pourrait être expliqué par l'histoire agricole de la parcelle.

2.4.4. Texture, densité et teneur en eau

Les parcelles de stades 1H et 1A tendent à avoir un % de limons du sol plus élevé que les autres et un % de sables plus faible, alors que le % d'argiles ne varie pas entre les stades. Il est difficile de dire si ces différences sont dues à l'arrêt des activités agricoles et au développement de la végétation au cours de la succession ou si elles sont une caractéristique intrinsèque de la parcelle. Il y a probablement un effet des deux.

La densité apparente tend à être plus faible dans les stades avancés, ce qui est rapporté dans d'autres cas (Foote & Grogan, 2010; Piché & Kelting, 2015; Heydari et al., 2020), mais pas systématiquement (Flinn & Marks, 2007; Marzaioli et al., 2010; Emran et al., 2012). Une diminution de la densité apparente peut être consécutive à l'arrêt de pratiques agricoles qui compactaient le sol. Il faut aussi prendre en compte que certaines parcelles de stades avancées avaient une part importante d'éléments grossiers, ce qui peut aussi diminuer la densité apparente (densité de la fraction inférieure à 2mm).

L'absence de différence significative de la capacité de rétention en eau avec la succession est attendue compte tenu des faibles variations observées pour la texture, la MO et la densité apparente. J'ai néanmoins trouvé une tendance à l'augmentation de la capacité de rétention en eau au cours de la succession, indiquant que la variation quoique faible de ces paramètres présente un effet.

2.4.5. Importance de l'Histoire agricole

Il apparaît donc que l'activité agricole précédente n'a pas eu un effet négatif significatif. En effet, peu de paramètres s'améliorent fortement avec l'abandon et la succession. Cependant, l'histoire des parcelles au-delà de plusieurs décennies n'est pas connue et la gestion anthropique peut avoir des effets à long terme (Flinn & Marks, 2007; S. Hall et al., 2013). Les R^2 des modèles indiquent que la prise en compte d'un effet aléatoire de la parcelle est nécessaire. L'histoire ancienne des pratiques agricoles des parcelles est un élément qui peut expliquer ces différences entre parcelles, d'autant plus que la cartographie des données relatives aux teneur en SOC, de l'azote et du phosphore du sol (figures 5, 6, 7 en annexe 3) montre qu'elles ne sont pas liées aux types de sol.

3. Quelles variations post abandon du stock de carbone ?

Le cycle du carbone est un des cycles biogéochimiques majeur, qui peut différer entre écosystèmes (Chapin III et al., 2011) et être également impacté par les usages et perturbations au sein d'un même écosystème (C. Yue et al., 2020).

Par ailleurs, le stockage du carbone par les écosystèmes participe à diminuer le CO₂ atmosphérique ce qui peut être une solution pour atténuer le changement climatique lié à l'augmentation des gaz à effet de serre (Bastin et al., 2019). Le stock de carbone résulte du solde positif entre les entrées et les sorties de carbone, il est réparti dans plusieurs compartiments : la biomasse végétale vivante, la biomasse végétale morte et la matière organique du sol (SOM) qui contient le carbone organique du sol (SOC).

3.1. Revue de la littérature et hypothèses sur les variations du stock de carbone avec l'abandon et la succession végétale

Une partie du carbone est stockée dans la végétation vivante, en aérien ou en racinaire. L'abandon et la succession influencent ce stock via les changements de la composition en espèces des communautés végétales.

La composition spécifique a un effet sur le stock de carbone via les formes de vie des plantes : la biomasse végétale vivante, qui comprend la partie aérienne des plantes (feuilles, tiges, branches, tronc) et la partie souterraines (racines), tend à augmenter avec le développement des ligneux au cours de la succession, ligneux qui ont une biomasse plus élevée que les herbacées de début de succession (Badalamenti et al., 2019). On s'attend donc à un effet positif du changement de composition de la végétation en matière de formes de développement (herbacées, arbustes, arbres) sur le stock de carbone aérien.

Les attendus en matière de biomasse racinaire ne sont pas similaires à ceux de la biomasse aérienne. Le ratio aérien/racinaire varie selon les types de végétation et il est plus élevé pour les herbacées que pour les arbustes, et plus élevées pour les arbustes que pour les arbres (IPCC, 2006a, 2006b; Freschet et al., 2017).

Ceci indique que les espèces ont une influence sur le stock de carbone via leurs traits fonctionnels, comme celui de l'allocation de la biomasse entre aérien et souterrain. D'autres traits jouent un rôle par exemple la structure de la canopée (Hardiman et al., 2013) ou la morphologie racinaire (Jagodzinski et al., 2016). La densité de végétation influence également le stock de carbone total, et elle varie avec le stade de succession et selon la composition en espèces dans la communauté (Moroni et al., 2017).

La relation entre richesse, diversité et productivité des écosystèmes est débattue mais une courbe en cloche est trouvée dans de nombreux cas (maximum de productivité à une richesse / diversité intermédiaire) (Mittelbach et al., 2001; Guo, 2003; van Ruijven & Berendse, 2005; Cardinale et al., 2007; Fraser et al., 2015). Lorsque les dynamiques de la biomasse et la richesse ou la diversité sont étudiées au cours de la succession, des relations positives sont détectées entre elles (W. Li, Li, et al., 2017; Dimobe et al., 2019). Cependant, il peut aussi y avoir une absence de relation (Facioni et al., 2019), et Qin et al (2018) trouvent que le recouvrement par la végétation est plus important que la diversité pour décrire la dynamique de la biomasse aérienne.

Une partie du carbone est stockée dans la nécromasse soit le bois mort, les débris et la litière. La biomasse de litière est plus élevée en forêt qu'en prairie ou dans les stades intermédiaire (K. Zhang et al., 2013) et celle de bois mort a tendance à être proportionnelle à la biomasse aérienne (Garbarino et al., 2015).

Le stock de carbone du sol dépend de la teneur en carbone et de la densité apparente du sol. L'évolution de la teneur en SOC a été abordée dans la partie dédiée à la qualité du sol. Les résultats montrent que dans la zone d'étude la teneur en SOC augmente avec la succession mais cette augmentation est très faible.

Il est donc attendu que la biomasse, et donc le stock de carbone, de la végétation aérienne augmente avec la succession et que la nécromasse suive la même tendance. La biomasse racinaire peut ne pas évoluer de la même manière du fait de ratios aérien/racinaire différents entre les communautés végétales des différents stades. Le stock de carbone du sol ne devrait pas fortement augmenter compte tenu de la faible augmentation de la teneur en carbone du sol. On s'attend à ce que les forêts matures contiennent le stock le plus important de carbone total. La durée de la succession pour atteindre ce stade varie cependant selon les systèmes, il peut aller de quelques décennies à une centaine d'années (Badalamenti et al., 2019; Bauters et al., 2019) Enfin, du fait des variations de biomasse au cours de la succession tous les compartiments (aérien, racinaire, sol) ne participent pas avec la même proportion au stock total à chaque stade (Alberti et al., 2008; Badalamenti et al., 2019).

Les conditions abiotiques influencent aussi la dynamique du carbone lors de l'abandon agricole et de la succession post agricole. Notamment, les fortes pentes sont un obstacle au développement forestier, et ces conditions sont liées à des stock de carbone effectivement plus faibles (S. J. B. Robinson et al., 2015). Le type de sol peut avoir un effet également, par exemple via les cycles des nutriments (Lu et al., 2002). En comparant des successions secondaires dans différentes régions, Moran et al. montrent que les différences de stock de carbone sont dues à la fertilité du sol, mais qu'au sein d'une même région c'est l'histoire de l'occupation du sol précédent l'abandon qui détermine le plus le développement forestier (Moran et al., 2000).

L'hypothèse est donc que la quantité de carbone stocké dans l'écosystème augmente après l'abandon car la végétation se développe et donc la biomasse augmente. Les parcelles dont les conditions abiotiques sont favorables à la croissance des arbres (faible pente, sol riche) devraient stocker plus de carbone que les autres. La teneur en carbone du sol variant peu avec la succession, le stock devrait suivre les mêmes tendances.

3.2. Méthodes de mesures du stock de carbone

3.2.1. La biomasse végétale vivante aérienne

La biomasse aérienne vivante **des herbacées** des stades 0H-1H-1A-2H-2A a été estimée en cherchant la relation entre hauteur des herbacées et biomasse, puis en mesurant la hauteur moyenne par placette.

Pour déterminer la relation entre la hauteur des herbacées et leur masse, un carré de 400 cm² a été délimité sur chaque placette, à l'intérieur la hauteur des herbacées a été mesurée puis les herbacées ont été prélevées. Les prélèvements ont ensuite été séchés à 60° pendant 24h puis pesés. En représentant graphiquement la masse en fonction de la hauteur l'équation suivante est obtenue : $y = 0.24 x + 4.98$.

La hauteur moyenne des herbacées sur chaque placette a ensuite été mesurée sur la diagonale de la placette tous les 10cm. La biomasse en herbacée de la placette est obtenue en convertissant la hauteur moyenne en masse (masse en g pour 400cm²). Le carbone contenu dans les herbacées équivaut à 0.47 fois la biomasse (IPCC, 2006b).

La biomasse sèche **des arbustes** peut être estimée directement à partir des dimensions de la végétation. Dans ce cas (stades 1H-1A-2H-2A-3A), la biomasse a été estimée suivant la méthode de Montero et al. (2013) (voir aussi (Pasalodos-Tato et al., 2015)) et en particulier cette équation :

$$\ln(W) = -2.560 + 1.006 \cdot \ln(H_m) + 0.672 \cdot \ln(FFC_m)$$

Où W est la quantité de biomasse exprimée en tonne de matière sèche par hectare, Hm est la hauteur moyenne des arbustes exprimée en dm, et $FCCm$ est la part de l'aire relevée recouverte par l'arbuste exprimée en %.

Le carbone contenu dans les arbustes équivaut à 0.47 fois la biomasse (IPCC, 2006b).

Pour **les arbres** (stades 3A-4A-5A), la biomasse a été estimée à partir de mesure du DBH suivant Zianis et Mencuccini (2004) et Bartholomé et al. (2018) :

$$B = 0.1424 \cdot D^{2.3679}$$

Où B est la biomasse aérienne total en kg et D le DBH en cm. Cette équation est générale et espèce indépendante, lorsque cela était possible des équations adaptées aux espèces ont été utilisées (24 espèces sur 43) de la forme $AGB = a \cdot DBH^b$ ou $\exp(AGB) = a + b \cdot \ln(DBH)$ où AGB est la biomasse aérienne, voir l'annexe 4 pour le détail de ces équations.

Le carbone contenu dans les arbustes équivaut à 0.47 fois la biomasse (IPCC, 2006a)

3.2.2. La biomasse végétale vivante souterraine

Le carbone dans le système racinaire est calculé à partir de la biomasse de la végétation aérienne (tableau 23).

Type de végétation		Taux de conversion biomasse aérienne – biomasse racinaire
Forêt (feuillus)	< 75 t/ha	0.46
	75-150 t/ha	0.23
	> 150 t/ha	0.18
Buissons-arbustes		1.8
Herbacées		2.8

Tableau 23. Taux de conversion de la biomasse aérienne en biomasse racinaire (IPCC, 2006a, 2006b; Mokany et al., 2006; Bartholomé et al., 2018).

3.2.3. Estimation de la quantité de la matière organique morte aérienne

Sur les placettes la matière organique morte est située dans les arbres morts sur pied, le bois mort sur le sol ainsi que dans la litière.

La biomasse dans le bois mort sur pied a été estimée à partir de mesure du DBH suivant Zianis et Mencuccini (2004) et Bartholomé et al. (2018) :

$$B = 0.1424 \cdot D^{2.3679}$$

Où B est la biomasse aérienne total en kg et D le DBH en cm.

La biomasse dans le bois mort au sol a été estimée à partir du volume de l'arbre ou du tronc mort :

$$V = \pi \cdot \left(\frac{D}{2}\right)^2 \cdot H$$

Où V est le volume de l'arbre en cm^3 , D le DBH en cm et H sa hauteur en cm.

Lorsque l'arbre est mort, sa densité diminue (Harmon et al., 2011), une valeur intermédiaire de 0.26 g/cm^3 a été choisie suivant Bartholomé et al. (2018).

La biomasse de bois mort est ensuite convertie en carbone en la multipliant par 0.47 (IPCC, 2006a).

La biomasse de litière a été déterminée en prélevant la litière sur une surface de 400cm^2 pour chaque placette. Les prélèvements ont ensuite été séchés à 60° pendant 24h et pesés. La masse sèche de litière pour 400cm^2 est ainsi obtenue. Elle est rapportée à la placette entière sur la base du recouvrement de la litière sur la surface de la placette. J'ai utilisé un coefficient de conversion de 0.44 suivant Chojnacky et al. (2009) pour la conversion de la biomasse de litière en carbone.

3.2.4. Mesure du carbone organique du sol

Le contenu en carbone organique du sol est obtenu en multipliant la densité apparente du sol (kg.ml^{-1}) avec la teneur en carbone organique (g.kg^{-1}) (pour la méthode de mesure du carbone organique du sol voir 2.2.2.)

3.2.5. Analyses des données et méthodes statistiques

Une analyse de corrélation a été réalisée afin de déterminer le degré de corrélation entre les différents compartiments du stock de carbone.

Les différences de stock de carbone entre les stades ont été testées par des analyses de variance. Pour les détails de la méthode, voir la section 2.2.4.1.

Des analyses ont été réalisées pour identifier les facteurs biotiques et abiotiques qui sont associés à des variations du stock de carbone. Pour cela, des modèles ont été élaborés et leurs qualités pour ajuster les données ont été comparés.

Pour les détails de la méthode, voir la section 2.2.4.2.

Les variables explicatives du stock de carbone considérés dans les modèles sont :

- **Les facteurs biotiques**
 - **La composition spécifique des placettes.**
 - **Les formes de vie.** Le recouvrement des différentes formes de vie a été utilisé comme variable.
 - **La richesse spécifique.** Le nombre d'espèces présentes sur les placettes.
 - **La diversité en espèces.** L'indice de Shannon
- **Les facteurs abiotiques.**
 - **L'exposition :** exprimée via l'interaction entre sinus et cosinus de l'angle (0° = plein nord, 180° = plein sud). L'interaction est maximum au Nord-Nord-Est et minimum au Sud-Sud-Ouest.
 - **La profondeur du sol**

- **La pente**

- **La parcelle** en variable aléatoire.

L'altitude n'a pas été prise en compte car toutes les parcelles sont situées dans un intervalle de 205m.

Les analyses de données ont été réalisées avec les logiciels cités en 2.2.4.3

3.3. Résultats : variation des quantités de carbone entre les différents stades de succession post-agricole

Le stock total de carbone augmente d'un facteur 4.5 au cours de la succession post agricole (figure 47). Dans le stade le plus avancé (forestier depuis au moins 75 ans) le stock est en moyenne de 314.19 tC ha⁻¹ avec des variations fortes d'une parcelle à l'autre (minimum à 125.71 tC ha⁻¹ et maximum 535.82 tC ha⁻¹).

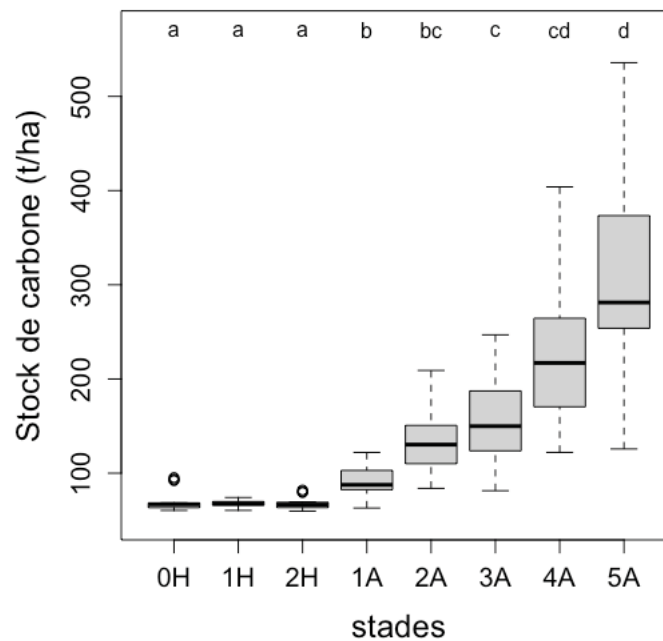


Figure 47. Stock total de carbone. P-Kruskal = 2.291851e-25

Le carbone contenu dans la végétation aérienne varie entre 1.1 tC ha⁻¹ en stade 0H et 326.6 tC ha⁻¹ en stade 5A, avec une moyenne de 175 tC.ha⁻² pour le stade 5A (figure 1 et tableau 7 annexe 5). La végétation aérienne est le compartiment qui stock le plus de carbone pour les stades 4A et 5A (figure 48) (tableau 7 en annexe 5). L'estimation du carbone contenu dans les racines varie entre 3.0 tC ha⁻¹ en stade 0 et 117.14 tC ha⁻¹ en stade 3A (figure 2 annexe 5). La quantité de carbone contenu dans la litière et dans les arbres morts (figure 3, 4 et 5 annexe 5) augmente avec la succession et le stade 5A en contient le plus.

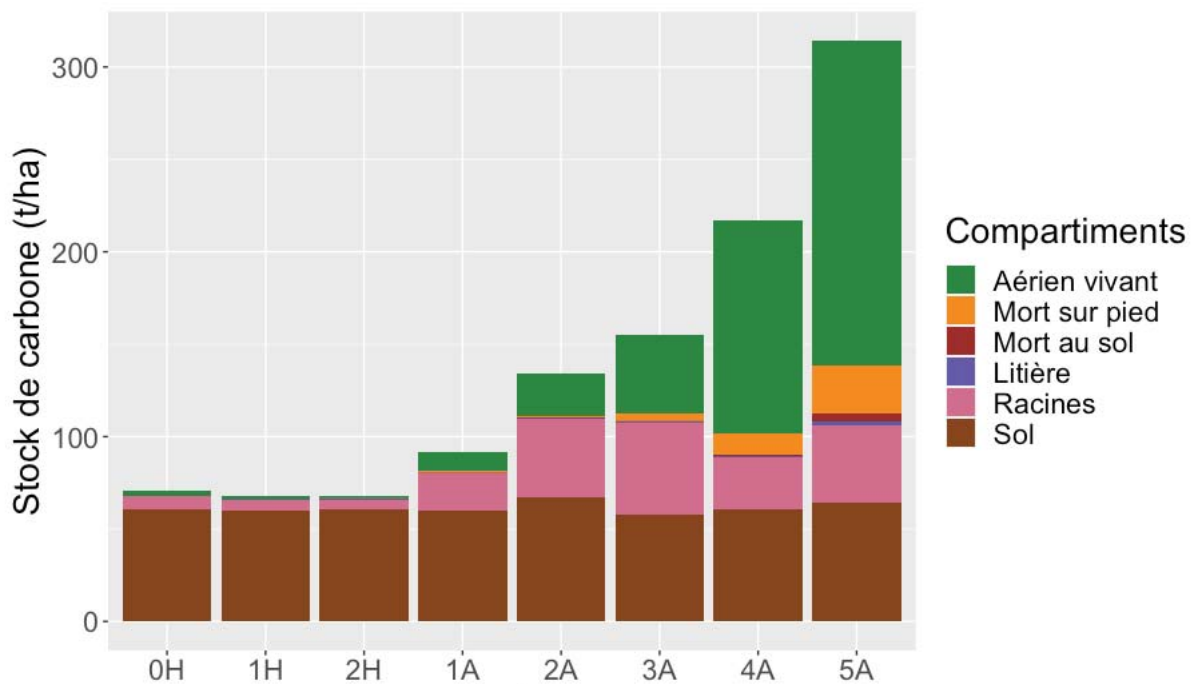


Figure 48. Stock total de carbone moyen dans les différents compartiments pour les différents stades (pour les pourcentages voir le tableau 7 en annexe 3).

Le stock de carbone contenu dans le sol varie entre 43.2 tC ha⁻¹ en stade 1A à 91.2 tC ha⁻¹ en stade 4A (figure 49), sans différence significative entre les stades.

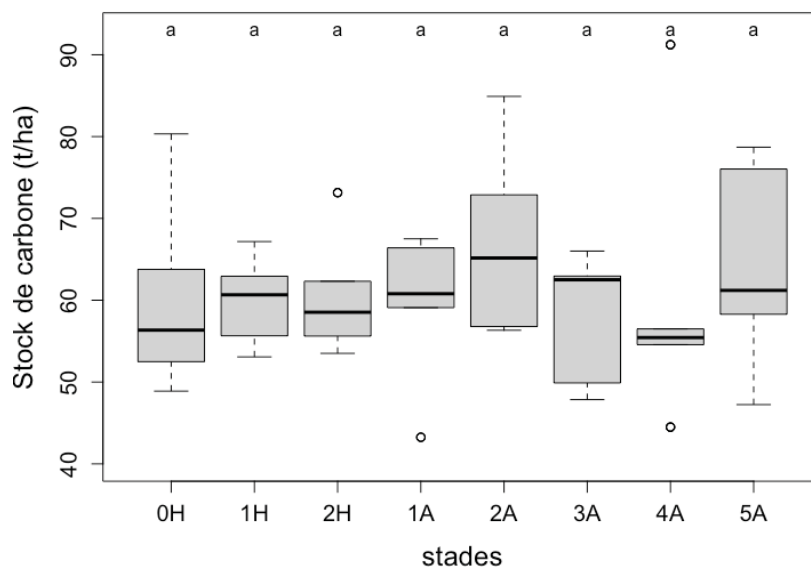


Figure 49. Stock de carbone dans le sol (0-20cm) selon les stades de succession

La modélisation des données visait à distinguer l'influence de la composition en espèces et celle des formes de vie ainsi que l'influence de facteurs abiotiques sur le stock de carbone. Les différents compartiments du stock de carbone étant très corrélés (figure 6 annexe 5) et le stock aérien vivant

participant le plus aux variations de stock, la modélisation porte sur ce stock. Les variations de la teneur en carbone organique du sol ont été présentées de façon approfondie dans la partie précédente.

Le modèle montre que le stock total de carbone aérien vivant est positivement lié au recouvrement en macrophanérophytes et négativement à l'exposition, et qu'il est également influencé par la composition en espèces végétales de la communauté, décrite par la dimension 1 de l'ACP sur les relevés d'espèces (tableau 24).

SE / proxies de SE	Variable de végétation ou abiotique	Estimate (moyenne et 95% CI)		R ² m	R ² c	P
Stock total de carbone aérien vivant				0.56	0.81	
	Forme de vie : Macrophanérophyte	107.470	[69.6 145.3]			<0,0001
	Exposition	-33.595	[-64.8 -2.4]			0.03
	Composition végétale (axes 1 ACP)	-6.371	[-10.7 -2.1]			<0,0001

Tableau 24. Résultat du meilleur modèle sur le stock aérien de C, modèle initial = dim1 + dim2 + Macrophanerophyte + Mesophanerophyte + Microphanerophyte + Nanophanerophyte + Geophyte + Therophyte + richesse + diversité + teneur en azote + exposition + pente + % argiles + aléatoire parcelle

3.4. Discussion : le stock de carbone aérien augmente, le stock de carbone du sol est constant

3.4.1. Le stock total de carbone

Le stock total de carbone augmente au fil de la succession, et se distingue entre des groupes de stades. En particulier, le stock de carbone est contrasté entre les stades ouverts - essentiellement composés d'herbacés, les stades buissonnants et arbustifs - et les jeunes forêts et les forêts plus avancées. Les deux derniers stades ne sont pas significativement différents, comme ce qu'ont observé Yue et al 2018 (2018) qui ne trouvent pas de différences significatives du stock total de carbone dans des forêts de différents âges ; mais c'est contraire à ce qui a été observé par Badalamenti (2019) qui trouvent un stock de carbone plus élevé dans les forêts anciennes que dans les jeunes forêts.

Les parcelles au stade 5A stockent au total entre 125.71 tC ha⁻¹ et 535.82 tC ha⁻¹ (314.19 tC ha⁻¹ en moyenne). A titre de comparaison Pan et al. (2011) trouvent 242 tC ha⁻¹ dans les forêts tropicales, 239 tC ha⁻¹ dans les forêts boréales et 155 tC ha⁻¹ les forêts tempérées, Badalamenti et al. (2019) trouvent 198 tC.ha⁻¹ dans des forêts anciennes méditerranéennes de chêne, Yue et al. (2018) trouvent une moyenne de 449.4 tC ha⁻¹ et un maximum de 510.1 tC ha⁻¹ dans des forêts d'épicéa en Chine, Keith et al. (2014) trouvent jusqu'à 1039 ± 44 tC ha⁻¹ dans une forêt ancienne australienne (sempervirente humide et tempérée). D'après le rapport Efese le stock des forêts françaises est de l'ordre de 730 tCO_{2eq} ha⁻¹ dans la région biogéographique continentale (Commissariat général au développement durable, 2019) ; le stock de carbone dans les parcelles étudiées ici est compris dans ces ordres de grandeurs. Ces forêts spontanées présentent donc une forte hétérogénéité mais peuvent contenir un stock important de carbone.

3.4.2. La répartition entre les différents compartiments

La contribution de chaque compartiment au stock total évolue au cours de la succession. Jusqu'au stade 3A c'est le sol qui contient la plus grande partie du carbone stocké, tandis qu'aux stades 4A et 5A, c'est la végétation aérienne qui en contient le plus. Chez Badalamenti et al. (2019) le stock de la végétation aérienne ne dépasse celui du sol seulement dans les forêts anciennes ; à ce stade la végétation stocke 53.1% du carbone, ce qui est similaire à mes résultats (55.81%). Il en est de même chez Robinson et al. (2015) où seul le stade fin de succession présente un stock aérien plus élevé que

celui du sol. Il faut cependant garder à l'esprit que ces résultats ne concernent que les 20 premiers cm de sol et que les horizons inférieures, bien que moins riches en carbone organique, constituent aussi un stock (Jackson et al., 2017). La profondeur du sol des placettes d'étude va de 34cm à plus de 75cm, le stock total de carbone du sol pourrait donc être plus élevé que celui qui a été mesuré.

3.4.3. Le stock de carbone du sol

Le stock du carbone du sol ne change pas significativement après abandon et au cours de la succession. Ce résultat était attendu compte tenu du fait que la teneur en carbone est quasi constante pour tous les stades. Une faible variation du stock de carbone du sol après abandon a été trouvée dans d'autres études notamment celle de Bauters et al. (2019).

3.4.4. Le stock de carbone aérien

L'accumulation de carbone dans la biomasse aérienne au cours de la succession est nette (min = 1.3 tC ha⁻¹ ; max = 327 tC ha⁻¹). A titre de comparaison en milieu méditerranéen Badalamenti et al. (2019) mesurent le stock de carbone dans la végétation le long d'une succession et montrent que la vigne stocke 13 tC.ha⁻¹, un maquis haut 30 tC.ha⁻¹, un maquis-forestier 70 tC.ha⁻¹, une forêt-maquis 110 tC.ha⁻¹ et une forêt ancienne (103 ans) 209 tC.ha⁻¹ ; à l'est du Brésil Matos et al. (2020) mesurent pour les pâtures 11.85 ± 24.78 tC.ha⁻¹, les forêts secondaires (5 à 30 ans après abandon) 26.80 ± 19.40 tC.ha⁻¹ et la forêt primaire 369.25 ± 256.54 tC.ha⁻¹.

Pour le compartiment 'aérien', le stade 5A stocke une quantité de carbone significativement plus élevée que celle du stade 4A, indiquant une différence entre forêt jeune et forêt plus ancienne. Aryal et al. (2014) constatent la même différence entre une succession avancée (35 ans) et une forêt ancienne.

Dans mes données, le stock de carbone aérien est positivement lié au recouvrement en macrophanérophytes indiquant que la présence de grands arbres influence fortement le stock de carbone aérien. La composition végétale joue un rôle, l'augmentation du recouvrement en espèces de milieux fermés présentant un effet positif sur le stock de carbone aérien. Une grande partie du carbone serait donc stockée dans les grands arbres (macrophanérophytes), ce qui va dans le sens de Dimobe et al. (2019) qui montrent dans leur étude de cas que les grands arbres (DBH ≥ 25 cm) stockent 70% du carbone.

Enfin, l'exposition a une relation significativement négative avec le stock de C, les placettes exposées vers le sud et l'ouest stockent donc plus de carbone ; et aucune relation entre le stock et la pente et les argiles n'a été détectée, contrairement aux résultats de Robinson et al. (2015). Ce dernier résultat pourrait s'expliquer par l'absence de pente très élevée (max 19°) et par la variabilité du pourcentage d'argiles. De même aucune relation avec la teneur en azote du sol n'a été trouvée, ce qui est similaire aux résultats de Robinson et al. (2015) et de Jones et al. (2019) qui rapportent une absence de relation entre stock de carbone et nutriments du sol, ces derniers concluent que les nutriments du sol seraient déterminants seulement pour les premiers stades de succession.

4. Quelles variations de la limitation de l'érosion avec la succession post abandon ?

Le service de limitation de l'érosion est approché par i) l'érodabilité du sol qui est la sensibilité du sol à l'érosion et ii) par la protection apportée au sol par la végétation.

4.1. Revue de la littérature et hypothèses des variations de l'érodabilité et du recouvrement stratifié avec la succession post-agricole

L'érodabilité décrit la résistance du sol au détachement et au transport de ses composants. L'érodabilité est approchée via le facteur K, plus ce facteur est élevé moins le sol a de résistance. L'érosion est influencée par la texture et le contenu du sol (Morgan, 2005) qui déterminent en grande partie l'érodabilité du sol.

D'après les résultats de Stanchi et al. (2015) ce facteur K ne varie pas en fonction de l'occupation sol (forêt versus prairie) tandis que Zhu et al. (2019) détectent une différence entre forêt, prairie et champs cultivés.

L'érosion du sol est également influencée par le recouvrement apporté par la végétation (Morgan, 2005). Lors d'une pluie, les gouttes peuvent (1) être interceptée par la végétation et s'évaporer, (2) couler le long du tronc ou (3) atteindre le sol après être passé à travers la canopée (K. Yue et al., 2021). En agissant sur ces trois processus, les différentes strates de végétation (arbres, arbustes, herbacées) et la litière constituent une protection face à l'action érosive de la pluie, notamment en ralentissant la vitesse des gouttes et donc leur impact sur le sol (Dunne & Leopold, 1978).

A la suite de l'abandon et de la succession, une végétation arbustive puis arborée se développe. Il est donc attendu que ce développement augmente le recouvrement des différentes strates.

4.2. Méthodes

4.2.1. Mesures de l'érodabilité et du recouvrement stratifié

L'**érodabilité** (la sensibilité du sol à l'érosion) est multifactorielle, mais dépend en particulier de la granulométrie du sol et de la teneur en MO. Différents indices d'érodabilité ont été proposés pour l'approcher, tel le facteur d'érodabilité K de l'équation universelle révisée de perte de sol (RUSLE pour Revised Universal Soil Loss Equation). Il existe plusieurs équations pour calculer K qui dépendent du type de sol mais aussi des données disponibles (Benavidez et al., 2018). L'équation de Williams et Renard (1983) comme utilisée par Chen et al. (2011) est appliquée ici :

$$K = 0.2 + 0.3 \exp \left(0.0256 * Sa * \left(1.0 - \frac{Si}{100} \right) \right) * \left(\frac{Si}{Cl + Si} \right)^{0.3} \\ * \left(1.0 - \frac{0.25 * C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right) * \left(1.0 - \frac{0.7 * SN}{SN + \exp(-5.51 + 22.9SN)} \right)$$

Où Sa est le pourcentage de sables, Si le pourcentage de limons, Cl le pourcentage d'argiles, SN = 1 - (Sa / 100) et C est le pourcentage de carbone organique. Dans la mesure où le sol en surface est le plus affecté par l'érosion ce sont les prélèvements effectués entre 0 et 10 cm qui ont été pris en compte pour la mesure du facteur K.

La **protection apportée par la végétation au sol** peut être estimée par différents indices. L'équation RUSLE comprend un facteur C « recouvrement-gestion » calculé à partir d'une équation 'par défaut' (Renard, 1997) en parallèle de laquelle d'autres méthodes ont été développées par exemple (C. Li et al., 2020) mais qui requièrent des données qui ne sont pas à disposition. Zhongming et al. (2010) proposent une méthode de calcul pour un indice différent du C de l'équation RUSLE informant sur l'effet protecteur de la végétation. Il prend en compte quatre strates possibles qui ont un effet

protecteur : les arbres, les arbustes, les herbacées et la litière. L'indice est calculé via l'équation suivante :

$$C_s = \sum_{i=1}^i a_i C_i$$

Où C_s est l'indice de recouvrement stratifié par la végétation, a_i est le coefficient de pondération de la couche i pour sa contribution à la conservation du sol et i est le nombre de couches ou de strates, C_i est la mesure du recouvrement par la couche i . Les différents coefficients de pondération sont présentés dans le tableau 25.

Type de végétation	a1 for T	a2 pour S	a3 pour G	a4 pour L
T+S+G+L (conifère)	0.015031	0.390276	0.201132	0.393561
T+S+G+L (feuillus)	0.060814	0.54616	0.281468	0.111559
T+G+L (conifère)	0.015032	-	0.591407	0.393561
T+G+L (feuillus)	0.060814	-	0.827628	0.111559
S+G+L	-	0.424248	0.21864	0.357112
G+L	-	-	0.379747	0.620253

Tableau 25. T = tree (arbre), S = shrubs (arbustes), G = grass (herbe), L = litter (litière)

4.2.2. Analyses des données et méthodes statistiques

Les différences de l'indice d'érodabilité et de l'indice de recouvrement stratifié entre les stades ont été testées par analyses de variance. Pour les détails de la méthode voir la section 2.2.4.1.

Des analyses ont été réalisées pour identifier les facteurs biotiques et abiotiques qui sont associés à des variations de l'indice d'érodabilité et de l'indice de recouvrement stratifié. Pour cela, des modèles ont été élaborés et leurs qualités pour ajuster les données ont été comparés.

Pour les détails de la méthode voir la section 2.2.4.2.

Les variables explicatives considérées dans les modèles sont des facteurs biotiques et abiotiques :

- **Les facteurs biotiques**
 - **La composition spécifique des placettes.**
 - **Les formes de vie.** Le recouvrement des différentes formes de vie a été utilisé comme variable.
 - **La richesse spécifique.** Le nombre d'espèces présentes sur les placettes.
 - **La diversité en espèces.** L'indice de Shannon
 - **La biomasse aérienne**
 - **Le recouvrement en fabacées**
- **Les facteurs abiotiques.**
 - **L'exposition :** exprimée via l'interaction entre sinus et cosinus de l'angle (0° = plein nord, 180° = plein sud). L'interaction est maximum au Nord-Nord-Est et minimum au Sud-Sud-Ouest.
 - **La profondeur du sol**
 - **La pente**
- **La parcelle** en variable aléatoire.

L'altitude n'a pas été prise en compte car toutes les parcelles sont situées dans un intervalle de 205m.

Les analyses de données ont été réalisées avec les logiciels cités en 2.2.4.3.

4.3. Résultats : variations de l'érodabilité et du recouvrement stratifié avec les stades de succession post-agricole

Le K minimum est de 0.41, maximum de 0.56 et la moyenne de 0.46. Le facteur K d'érodabilité est significativement différent entre les stades-formations ($p_{\text{Kruskal}} = 0.031$). Cependant ces différences sont faibles car le pairwise test n'indique pas de différence probablement du fait des ajustements de p-value nécessaire lors de test post-hoc (figure 50). Le modèle montre que K est positivement lié au % de sables, et négativement à la teneur en matière organique et à la dimension 1 de l'ACP sur les relevés d'espèces (tableau 26).

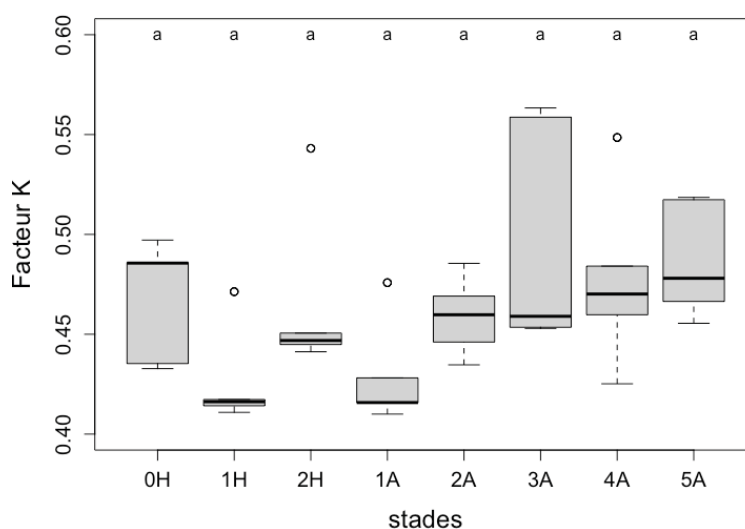


Figure 50. Facteur d'érodabilité en fonction du stade

SE / proxies de SE	Variable de végétation ou abiotique	Estimate (moyenne et 95% CI)		R ² m	R ² c	P
Facteur d'érodabilité K				0.97	1	
	Sables (0-10cm)	6.03e-03	[5.6e-03 6.5e-03]			<0,0001
	MO (0-10cm)	-5.57e-04	[-1.1e-03 -3.6e-05]			0.04
	Composition végétale (axes 1 ACP)	3.35e-04	[1.3e-04 5.4e-04]			<0,0001

Tableau 26. Résultat du modèle, modèle 0 = altitude + pente + dim1 + dim2 + % sol nu + % argiles + % sables + % limons + % MO + richesse + diversité + aléatoire parcelle (données sans stade 0)

L'indice de recouvrement stratifié de la végétation varie significativement entre les stades-formations et il est plus élevé en 1A, 2A et 3A (figure 51). Le modèle montre qu'il est positivement lié au recouvrement en trois formes de vie (microphanérophytes, mesophanérophytes et macrophanérophytes) et négativement lié et à la dimension 1 de l'ACP sur les relevés d'espèces (tableau 27), cette dimension capturant la succession végétale (les espèces herbacées y participent positivement et les espèces d'arbustes et d'arbres négativement).

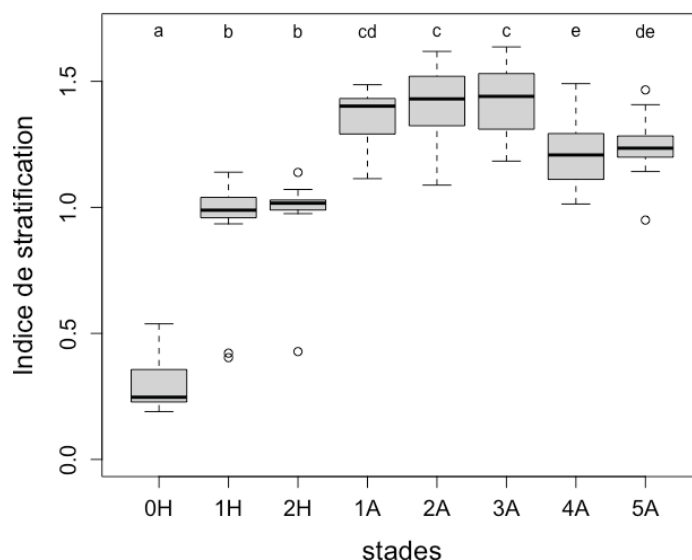


Figure 51. Indice de recouvrement stratifié de la végétation

SE / proxies de SE	Variable de végétation ou abiotique	Estimate (moyenne et 95% CI)		R ² m	R ² c	P
Indice de stratification				0.71	0.76	
	Forme de vie : Microphanerophyte	0.482415	[0.39336 0.5715]			<0,0001
	Forme de vie : Mesophanerophyte	0.196363	[0.08541 0.3073]			<0,0001
	Forme de vie : Macrophanerophyte	0.194375	[0.08050 0.3082]			<0,0001
	Composition végétale (axes 1 ACP)	-0.022484	[-0.03741 -0.0076]			<0,0001

Tableau 27. Résultat du modèle pour l'indice de stratification comme variable à expliquer, modèle initial = dim1 + dim2 + Macrophanerophyte + Mesophanerophyte + Microphanerophyte + Nanophanerophyte + Geophyte + Therophyte + richesse + diversité + aléatoire parcelle (données sans stade 0)

4.4. Discussion

Le facteur d'érodabilité K, calculé à partir de la texture du sol (% d'argiles, limons et sables) et du contenu en matière organique, présente des variations faibles dans la zone d'étude (max = 136% du min) comparé à Zhang et al. (2022) qui trouvent des écarts plus importants (max = 295% du min) dans leur région d'étude.

Plusieurs facteurs peuvent influencer K : le type de sol qui détermine en partie sa texture ; l'occupation du sol via la végétation qui détermine l'apport en MO au sol, la MO joue un rôle très important dans la stabilité des agrégats ; et l'histoire érosive soit les événements érosifs passés : en effet, l'érosion tend à modifier la texture du sol, en diminuant son contenu en particules fines qui sont plus facilement emportées. Les paramètres positivement liés à K sont donc soit des paramètres induisant une sensibilité du sol à l'érosion, soit des paramètres peu sensibles à l'érosion : ils se maintiennent malgré l'érosion.

De tous les éléments utilisés pour calculer K c'est le % de sables qui apparaît le plus déterminant pour la valeur K, suivi de la teneur en MO du sol. Cela signifie qu'un sol avec un % de sables élevé présentera un K élevé. Ce résultat n'est pas surprenant sachant que les sables sont très

détachables et ne participent pas à la formation des agrégats du sol. Dans les placettes d'étude, on voit qu'il y a légèrement plus de sable en stade 5A et dans certaines parcelles de stade 3A.

L'analyse de variance ne détecte aucune différence significative de K entre les stades même si une légère augmentation est observable, la succession tend donc à être liée positivement à K. Ce résultat s'approche de celui de Stanchi et al. (2015) qui ne trouvent pas de différence de K entre des prairies et des forêts et expliquent cela par l'absence de variation de la MO. La même explication pourrait être fournie ici car il n'y a pas de différence significative de MO non plus entre les stades (tableau 2 annexe 3). La légère augmentation viendrait de l'augmentation du sable avec la succession.

Les résultats du modèle montrent que l'indice de stratification augmente avec le stade de succession, et qu'il est positivement lié au recouvrement de plusieurs formes de vie (macrophanerophyte, Mesophanerophyte, microphanerophyte). Cependant son augmentation n'est pas linéaire, le maximum est atteint aux stades intermédiaires suggérant que les strates arbustives jouent un rôle majeur dans la protection du sol contre la pluie.

Ce type de végétation joue en effet un rôle important en forêt, la capacité d'interception des buissons et arbustes est très élevée durant les intempéries (Q. Zhang et al., 2022) et protège significativement le sol de l'effet érosif des gouttes de pluie dans des plantations (Yamagishi et al., 2022) ; même individuellement les buissons et les arbustes permettent de réduire les écoulements érosifs au sol (Bochet et al., 2006). La couche de buissons et d'arbustes bas permet de réduire la taille des gouttes de pluie et prévient aussi la formation de croûte à la surface du sol qui, ensuite, augmente les écoulements d'eau (Lacombe et al., 2018). Les buissons et les arbustes présentent également des écoulements le long du tronc qui sont plus importants que sur les arbres (K. Yue et al., 2021), ce qui a un effet positif car c'est de l'eau qui n'atteint ainsi pas le sol sous forme de goutte.

La richesse et la diversité en espèce ne présentent pas d'effet significatif sur le recouvrement stratifié. Dans d'autres études la diversité a été trouvée positivement liée à la réduction de l'érosion, mais cet effet est moindre par rapport à l'effet positif du recouvrement et de la densité de la végétation. Ce sont via ces deux paramètres que la diversité agit probablement : dans ces cas, plus de diversité signifie un recouvrement et une densité plus importante (Z. Wang et al., 2012).

L'érodabilité et le recouvrement stratifié, deux paramètres participant à la limitation de l'érosion, changent donc avec la succession post-abandon. Compte tenu de la faible variation de l'érodabilité du sol et de l'augmentation importante de la protection apportée par les strates de végétation il est possible de conclure que la capacité de l'écosystème à limiter l'érosion augmente.

5. Conclusion

Ce chapitre de la thèse s'est intéressé à la dynamique de trois SE au fil de la succession qui suit l'abandon. Certains sont influencés positivement par l'abandon et la succession, d'autres sont influencés négativement et enfin certains n'apparaissent pas affectés par ce changement d'occupation des sols (tableau 28).

Services	Mesures	Résultats obtenus
Qualité du sol	Chimie et nutriments : SOC, azote, phosphore, pH, texture	Les teneurs en SOC et azote ne sont pas différentes entre les stades mais elles sont positivement liées aux espèces de fin de succession. La teneur en phosphore augmente faiblement avec le stade de succession. Le pH diminue au cours de la succession. Pas de variation linéaire de la texture du sol entre stades
	Capacité de rétention en eau	Pas de différence significative entre les stades mais tendance à l'augmentation
	Profondeur du sol	Tendance à être plus faible dans les stades avancés mais n'est pas un effet de l'abandon et de la succession
Stock de carbone	Carbone dans la végétation vivante	Augmentation au cours de la succession
	Carbone dans la végétation morte	Augmentation au cours de la succession
	Carbone dans le sol (SOC)	Pas de différence significative entre les stades
Limitation de l'érosion	Érodabilité du sol	Pas de différence significative entre les stades mais tendance à l'augmentation
	Protection par les strates de végétation (indice de recouvrement stratifié)	Augmentation avec la succession, maximum aux stades intermédiaires

Tableau 28. Résumé des résultats des mesures de SE.

Les SE sont donc bien influencés par des facteurs biotiques et abiotiques, et varient largement au cours de la succession post culturale. La succession amène de nombreux changements par les modifications de végétation sur le plan de la composition en espèces et en formes de vie. La richesse et la diversité spécifique ne sont en revanche pas ressorties comme facteurs importants pour les SE étudiés. Les facteurs abiotiques ayant un effet fort sur les SE sont l'exposition et la texture du sol, sachant qu'il est très difficile de déterminer si ses variations sont issues de caractéristiques intrinsèques du sol ou de l'histoire agricole de la parcelle.

Ces trois SE (ou leur proxies) varient simultanément lors de la succession post-abandon (figure 52). Les différents stades se distinguent surtout pour le stock total de carbone et le recouvrement stratifié de la végétation tandis que les proxies de SE liés au sol varient moins. Il existe des compromis et des synergies entre SE comme montré par de Groot (2010) et Cruzat (2016); ici ils apparaissent notamment entre le stock total de carbone et le recouvrement stratifié de la végétation qui sont d'abord en synergies avant de présenter des relations négatives donc de compromis.

Concernant la dimension paysagère de la dynamique post-abandon, différents stades de succession sont présents simultanément dans le paysage actuel de la zone d'étude. S'y trouvent entre autres des coteaux avec des stades 1H, 2H, 1A et des plateaux avec des stades 0H, 4A et 5A. Compte tenu des différentes dynamiques de ces SE (figure 52) cela signifie que la capacité en SE est diversifiée dans la zone.

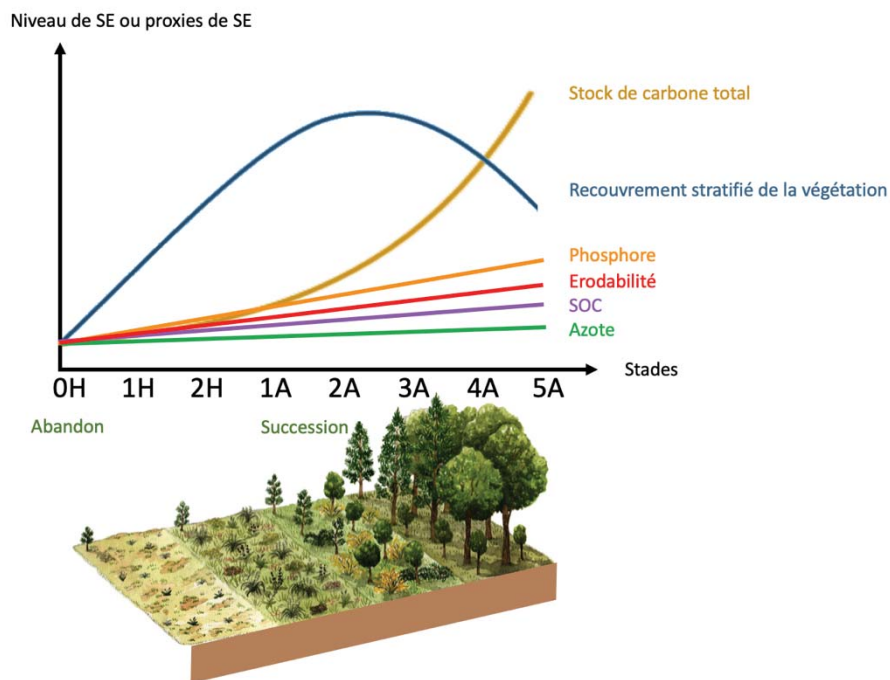


Figure 52. Représentation schématique des variations des SE ou proxys de SE pendant la succession post-abandon. Les niveaux de SE ont été mis au même niveau en 0H afin de représenter leur évolution relative. Pour la qualité du sol, seule la teneur en SOC, en azote et en phosphore ont été incluses.

Ces résultats ouvrent des perspectives de recherche. En particulier la mesure de SE et DSE supplémentaires, comme la production de bois et les effets positifs sur le climat local amènerait à développer la caractérisation de leurs relations (synergies ou compromis). Une analyse à l'échelle paysagère permettrait d'évaluer les niveaux de SE à l'échelle du territoire et d'explorer les effets des parcelles sur leurs voisines.

La mesure des effets de l'abandon et de la succession sur la qualité du sol, le stock de carbone et la limitation de l'érosion a permis de mieux comprendre le lien entre ce changement de biodiversité et des changements de SE. Cette évaluation écologique peut constituer une aide à la décision selon la plateforme Efese (Ministère de l'écologie, 2017). Cependant comme expliqué dans l'introduction de cette thèse, la réalisation en parallèle d'une évaluation sociale des SE et DSE apparaît indispensable. Elle constitue la partie 3 de cette thèse et est ciblée sur la perception que les acteurs socio-économiques et les habitants ont de la succession post-abandon.

Partie 3 – Approche sociale : services écosystémiques et perceptions de l’abandon et de la dynamique successionnelle

La biodiversité, caractérisée par sa structure et les processus qu’elle soutient, n’a pas de valeur intrinsèque et c’est l’attribution de valeur par les humains qui déterminent si elle est source de SE ou de DSE. Cela signifie déterminer leur importance ou leur intérêt et s’ils augmentent ou réduisent le bien-être (Shackleton et al., 2016; Vaz et al., 2017). Savoir quels sont les SE et DSE rendus par un écosystème selon les humains informe sur leurs perceptions de cet écosystème et permet de comprendre et guider leurs décisions de gestion (Martín-López et al., 2012; Cáceres et al., 2015; Felipe-Lucia et al., 2015).

Le **chapitre 5** se concentre sur la perception d’acteurs socio-économiques du territoire : des élus locaux, des gestionnaires experts de différents domaines et des arboriculteurs. Il s’intéresse aux SE et DSE issus de la dynamique successionnelle identifiés par ces acteurs. Ceux-ci sont interrogés via des entretiens semi-directifs (infra méthode p.122). Cette recherche a fait l’objet d’un article soumis au journal *Landscape and Urban planning* accepté avec révisions. Il est donc en anglais.

Le **chapitre 6** se focalise sur les habitants de la zone d’étude interrogés via un questionnaire en ligne (infra méthode p.137). Celui-ci les invite à se positionner vis-à-vis de SE et DSE que rendraient différents paysages peu ou très boisés, et différents stades (encore sous gestion agricole ou en succession).

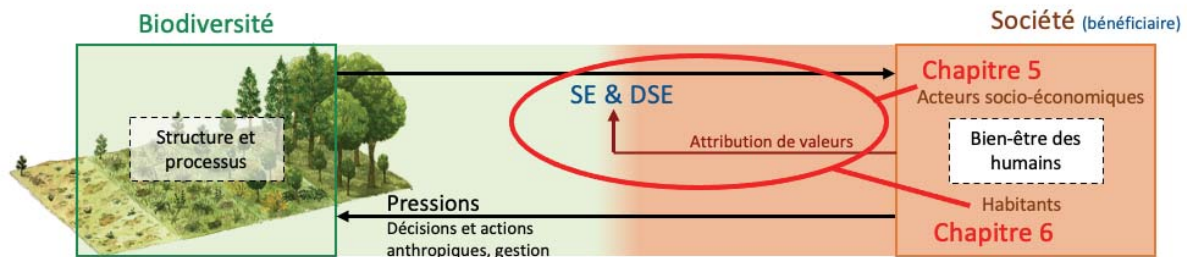


Figure 53. Focalisation de la **partie 3** dans le cadre général de la thèse. Le **chapitre 5** se concentre sur la perception de la succession post-abandon qu’ont des acteurs socio-économiques via des entretiens semi-directifs. Le **chapitre 4** s’intéresse à la perception des habitants du territoire ont de paysages boisés et d’écosystèmes représentatifs de différents stades de succession en passant par un questionnaire en ligne.

Chapitre 5 - Perceptions of vegetation succession following agricultural abandonment in the Massif Central region (France)

1. Introduction

The main land use and land cover (LULC) changes in Europe in the last decades have been agricultural abandonment, urbanization, and agricultural intensification (Gerard et al., 2010; van Vliet et al., 2015). Farmland abandonment appears as an important trend (Chazdon et al., 2020); estimations indicate that 150 million hectares have been abandoned worldwide between 1700 and 1992 (Ramankutty & Foley, 1999) and around 60 million hectares between 2003 and 2019 (Potapov et al., 2022). In mountainous regions of Europe, this phenomenon may concerns up to 99% of the lands (Lasanta et al., 2017). Land abandonment is expected to continue, with some 5.6 million hectares expected to be abandoned by 2030 (3.6% of 2015 agricultural zones) (Perpiña Castillo et al., 2021). The particularly concerned areas usually present steep slopes, difficult accessibility and low productivity (Kolecka et al., 2017; Levers et al., 2018; Cervera et al., 2019), although abandonment also occurs in other places than marginal areas (Hatna & Bakker, 2011). These changes have severe effects on biodiversity and ecosystem services (ES) (Stoate et al., 2009; Jepsen et al., 2015; Ustaoglu & Collier, 2018).

Vegetation succession following abandonment under temperate climates leads to old fields that present different succession stages up to an ultimate mature forest stage (Cramer & Hobbs, 2007). The delay up to the mature stage varies according to pedoclimatic conditions that determine the succession rate (Lepart & Escarré, 1983; García-Ruiz & Lana-Renault, 2011). All along the post-agricultural succession, plant succession induces changes in biodiversity (Harmer et al., 2001; Regos et al., 2016), ES and ecosystem disservices (EDS) (García-Ruiz & Lana-Renault, 2011; Yahdjian et al., 2017). ES are defined as the benefits delivered by ecosystems to humans (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) and EDS designate the harmful and negative inputs from ecosystems (Lyytimäki & Sipilä, 2009; von Döhren & Haase, 2015; Blanco et al., 2020). The impacts of post-agricultural succession-related changes can thus be positive, negative, or variable (Ustaoglu & Collier, 2018). They include an increased carbon stock along with the succession stages (Foote & Grogan, 2010), modified hydrology with depleted water resources (García-Ruiz & Lana-Renault, 2011), reduced soil loss (Foucher et al., 2019), and landscape modification, e.g. larger forest patches (Sitzia et al., 2010; Camarretta et al., 2018). Changes in the structure of habitats associated to land abandonment may have variable effects on biodiversity. For example, the larger forest patches can result in increased or decreased biodiversity depending on the species composition (Lasanta et al., 2015). In the literature, the effects of agricultural abandonment are either presented as an opportunity, e.g. for wilder and more natural spaces (Navarro & Pereira, 2012) or as detrimental, e.g. as a loss of cultural landscapes (Plieninger et al., 2006). The evaluation of abandonment effects appear to be driven by regional agricultural history through the choice of the reference state (Queiroz et al., 2014). These authors showed that the cultivated state is the reference state in Eurasia, and this explains why negative effects of abandonment are mostly detected, while positive effects are detected in the Americas, where the reference state is mature forests.

The variability of the evaluation of abandonment consequences obviously needs to be considered to elaborate landscape management strategies. Landscape management consists of actions accompanying social, economic and environmental changes so as to improve landscape quality and sustainability (Council of Europe, 2000; Aretano et al., 2013). Understanding stakeholders and taking their perceptions of landscape into account is necessary to reach this objective (Ban et al., 2013; Mascia et al., 2003). Sustainable management ensures that natural resources are used based on the needs of humans at present without compromising the needs of humans in the future (WCED, 1987; UN, 1992; Termorshuizen & Opdam, 2009); this aim requires identifying stakeholders' needs (Casado-Arzuaga et

al., 2013; Cáceres et al., 2015). Cultural insights also need to be considered to minimize the risk of management failure (Nassauer, 1997; Brummer et al., 2017), in particular regarding stakeholders conducting activities on the landscape, e.g. farmers (Schenk et al., 2007; Zagaria et al., 2017). Yet, conflicts about management decisions may arise, e.g. because of diverging conservation perspectives (Vila Subirós et al., 2016), or because ecosystem attributes and functions are perceived as providing benefits by some stakeholders and nuisances by others (Vaz et al., 2017), or because national and local management policies differ (Afroz et al., 2016). Education and compromise may be necessary to handle these conflicts (González et al., 2017; Eloy et al., 2019). Their implementation requires understanding the stances of the different stakeholders, and identifying the ES and EDS important to them (Chan et al., 2012; Felipe-Lucia et al., 2015; Garrido et al., 2017).

From a social point of view, the diverse consequences of agricultural abandonment on ES and EDS goes along with a diversity of stakeholders' perceptions of the phenomenon itself and of the resulting old fields (Benjamin et al., 2007; Ruskule et al., 2013; Stelling, 2017; van der Zanden et al., 2018). For instance, when studying a region of Portugal, Van der Zanden et al. (2018) found an overall negative perception of abandonment. However, experts (land managers, National Park employees, researchers) were less negative toward successional changes of agricultural lands than local inhabitants more concerned about tradition.

Old fields are diverse, especially regarding their vegetation density and composition (Harmer et al., 2001; Martín-Alcón et al., 2015). We expected such differences to influence stakeholders' perceptions of these ecosystems, as showed for tree density (Gómez-Limón & Fernández, 1999), succession stages (Benjamin et al., 2007), and afforestation types (edge, continuous, mosaic, linear) (Ruskule et al., 2013).

As both the perception of agricultural abandonment and its drivers may strongly vary, they need to be studied together for well-designed land management decisions to be taken. We addressed this question in a study area in the Massif Central region of France, situated near the region's major city of Clermont-Ferrand. The area is characterized by a mix of low mountains and alluvial plain covered by intensive croplands. It is both peri-urban and rural, and to our knowledge, only few studies have addressed the perceptions of abandonment in this context.

Stakeholders' perceptions of land abandonment were gathered using semi-structured interviews focused on LULC. Three stakeholder groups were interviewed: land managers, local decision-makers, and farmers specialized in fruit growing. We expected abandonment and the subsequent vegetation development to be identified as a major change by all interviewees, and the different stakeholder groups to show different perceptions of the succession stages, in relation with their professional skills and their role in communities. To characterize these perceptions, we questioned the interviewees about the ES, EDS and biodiversity they associated to old fields. In parallel, this exploratory study also allowed us to spot other potential factors structuring perceptions of land abandonment.

2. Materials and methods

2.1. Study zone

The study area covered 166 km², with a minimum altitude of 321 m a.s.l. and a maximum altitude of 1025 m a.s.l (figure 54). It included 16 municipalities, all part of a federation of municipalities called Mond'Arverne, and was bordered by the conurbation of Clermont-Ferrand (approx. 150000 inhabitants) to the north, by the river Allier to the east, and by the Chaîne des Puys mountain range to the west. The human population was multiplied by 2.7 between 1946 and 2019, passing from 9988 to 27389 people.

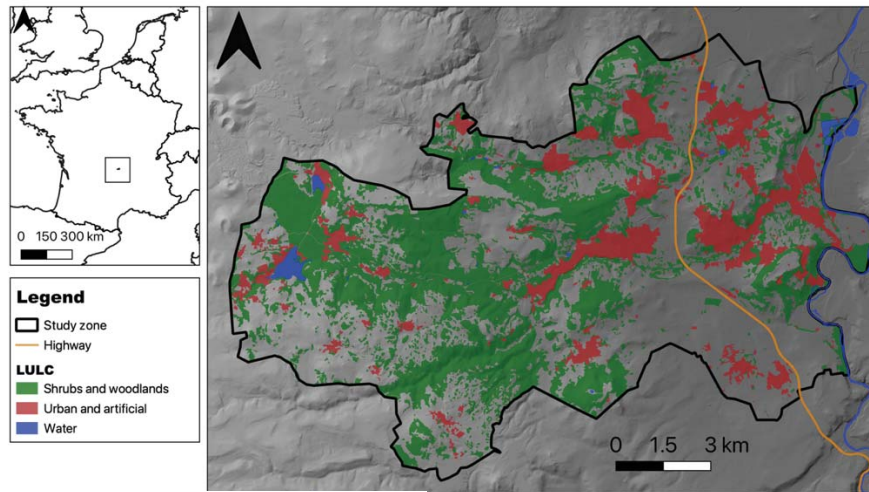


Figure 54. Map of the study zone

The area underwent substantial LULC changes during the last seven decades. Agricultural lands made up for 78% of the area in 1946 and had dropped to 51% in 2019, whereas urban and artificial areas increased from 3% to 13% and areas dominated by ligneous vegetation (shrubs, woodlots, mature forest) from 19% to 34% during the same period (Weissgerber, unpublished). In 1946, the main agricultural activities were arboriculture, viticulture, cattle and sheep farming, and subsistence agriculture. In 2019, crops (cereals, oil seeds) and pasture for cattle represented 51% and 46% of agricultural lands, respectively. During this period the number of farmers decreased in the study area. Available data on population indicate that there were 488 farmers in 1968 (17% of the working population) and 116 in 2017 (1% of the working population). Tree plantations appeared in the region, but remained scarce in the study area.

2.2. Semi-structured interviews

We conducted 29 semi-structured interviews with stakeholders from the study area (table 29) between February and July 2019. The interviews were conducted in French. To carry out a qualitative assessment, the stakeholders involved in the area were first identified based on their knowledge of the area or their involvement in its management. Two types of stakeholders were singled out: local decision-makers or land managers. Local decision-makers were mayors or members of municipal councils involved in environment and planning. Land managers were employees of institutions or associations participating in land management, either in general terms or focusing on one sector (e.g. agriculture, forest). They can be considered as experts. Two strategies were followed to further select interviewees. Local decision-makers from the 16 municipalities of the study area were invited; nine agreed to be interviewed. For land managers, the first interviews were conducted with employees from identified institutions, and then the snowball method was used to contact new interviewees (Denzin & Lincoln, 2017; Campenhoudt et al., 2017). This method led us to also interview organic fruit growers, who made up a third type of stakeholders. They practice a declining type of agriculture that used to be flourishing, and their activity was largely mentioned in the interviews. The groups of interviewees are presented in table 29.

Local decision-makers		9
Land managers	Areas of expertise	
	Forest	2
	Natural habitats and fauna	7
	Agriculture	3
	Rivers and wetlands	2
	General	2
Farmers (fruits growers)		4
Total		29

Table 29. Number of stakeholders interviewed for each of the three groups. Groups are determined based on stakeholders’ knowledge of and involvement in the territory.

Interviews were organized in two parts (annexe 6). The first part was focused on the ecosystems and the landscape present in the interviewee’s zone of interest (their municipality / the areas around their plot / the whole study area). The second part dealt with the past evolution of these ecosystems and landscape, the benefits or nuisances as well as the activities associated with them, and their importance to the stakeholder or their community. The interviews were conducted on the field or with a map that the interviewees could comment on. These were administrative maps with minimal topographic and land-use indications presenting the interviewee’s zone of interest. The interviews lasted 37 to 169 minutes, they were recorded and fully transcribed.

Although the groups were made of a limited number of people (four, nine and 16 interviewees for fruit growers, local decision-makers and land managers, respectively), the interviews were long (94 minutes on average) and saturation appeared to be reached when no new terminology, service and disservice was brought up. Moreover, the ‘local decision-makers’ group gathered people from more than half of the municipalities of the study area, and the ‘fruit growers’ group gathered more than half of the small number of fruit growers present in the study area.

The interviews were analyzed in three main steps. The first criterion consisted in determining if the interviewees spoke about abandonment and old fields. A lexical analysis (Blanchet & Gotman, 2015) was conducted to identify all the words and expressions used by the stakeholders to refer to the abandoned areas, regardless of their stages. Then, the benefits and nuisances associated with ecosystems and emerging from the lexical analysis were identified. Benefits were summarized, gathered, and classified as ES following the *Common International Classification of Ecosystem Services* (V5.1) (Haines-Young & Potschin, 2018). According to these guidelines, we searched for the contributions of ecosystems to human well-being “in terms of what ecosystems do”. The same procedure was applied for nuisances following Vaz et al. (2017). According to this framework and typology, nuisances were classified as reduced ES or as EDS. This analysis was completed by a thematic analysis (Blanchet & Gotman, 2015) aimed at identifying the potential topics associated with abandonment and old fields by stakeholders. It was conducted focusing on the stakeholders’ arguments regarding their positive and negative perceptions.

3. Results

3.1. Talking about old fields: vocabulary and reality mismatch

The lexical analysis revealed that all the interviewees mentioned old fields. However, five out of 29 only described the presence of old fields and did not mention their increase in the landscape following abandonment over the last decades. For instance, one of the land managers – an expert on natural habitats – mainly reported human activities taking place in the ecosystems but did not speak about the landscape dynamics. Likewise, land managers – expert on river and wetlands – focused on other phenomena (artificialization, channelization, population growth, poisoning, as well as agriculture and forestry intensification).

Old fields were referred to, or described, using one to 16 different words or expressions varying between the interviewees. In total, 31 words and expressions were used, and the most prevalent ones were *forest*, *friche* (a French word close to fallow referring to unused and unclassified vegetation spaces (Derioz, 1994; Benjamin et al., 2007)), *abandoned*, *tree*, *wood*, *nature*, *open*, *vegetation*, *shrubs*, *closed*, and *coppice*. The complete list of French words and their translation in English are available annexe 7. Translation may result in nuances and in meaning being lost.

The association of these words with an ecosystem state was made following a range of criteria including structure, openness, use status, and species presence. In most cases, the interviewees did not easily distinguish between the different stages of succession following abandonment. For example, one land manager explained, “*it’s more going to be areas with shrubs, I don’t know if I should say garrigue, or coppice*” (INT3). The word *nature* in the interviews referred to a diversity of ecosystem types, including old fields. For example, one of the interviewees said, “*{these are natural zones}, some people have plots mown for hay, and there are a lot of coppices and shrubs*” (INT19), and another, “*{nature is what is green on the map} and nature is all around the village*” (INT13).

Cross-analysis of the stakeholders’ descriptions and the areas they described showed that many of these terms intersected with each other (figure 55). A key point was the poor consistency of terminology during the interviews and between interviews (e.g. the word *coppice* may be used several times in an interview to refer to different successional stages), and there was no exact correspondence between an ecosystem succession stage and a given word or expression (e.g. a certain successional stage may be referred to as *friche* by an interviewee and as *wood* by another).

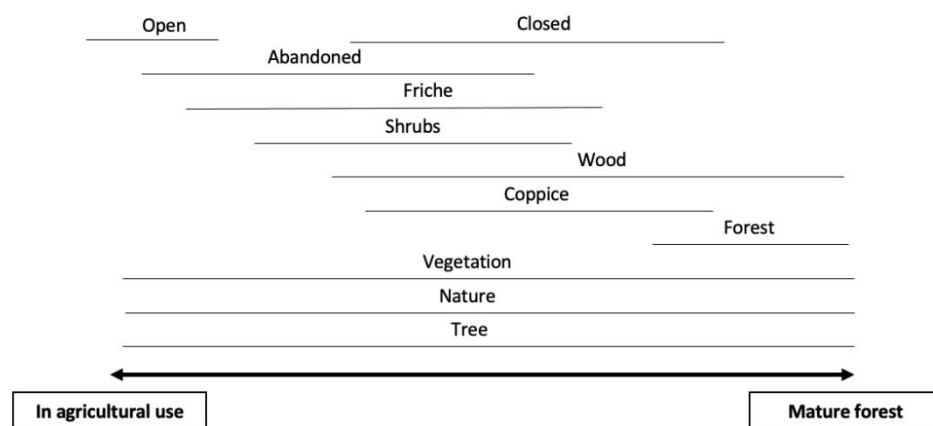


Figure 55. Representation of the main words and expressions used to refer to old fields corresponding to different successional stages on a scale from agricultural use to mature forest.

3.2. Service, disservices and the succession stages delivering them

Nine ES and four EDS or reduced ES delivered by old fields were identified by the interviewees (table 2). They were mainly regulating and cultural ES and EDS. Regulating ES and EDS involved limiting erosion, protecting against unfavorable climate conditions, bringing beneficial organisms, improving water quality, storing carbon, having a positive effect on temperature, bringing pests, increasing fire risk; cultural ES and EDS involved being favorable to recreation, contributing to a pleasant setting, and degrading landscape beauty. The only provisioning ES was wood production. We noted that old fields were associated with little or no activity: “*wooded spaces are a presence, but there are very few activities related to them*” (INT13) and “*nothing, there is nothing {on this plot}, it is friche. People (...) used to cultivate things but it’s over now*” (INT21)

Among the 31 words and expressions used by stakeholders to refer to old fields, only 19 were associated with ES, EDS or biodiversity. In this case, a diversity of associations was suggested (see table 31), and many words and expressions were associated to benefits and nuisances. The words only associated to benefits were *open*, *nature*, and *wild*. Those only associated to nuisances were *decline*, *mess*, and *jungle*. Erosion limitation, protection against unfavorable climate conditions, carbon storage, and water quality were considered as ES delivered by *friche*, *wood*, *forest*, *nature*, *vegetation*, and *green*. Therefore, it appears that succession had a positive effect on regulating ES in the interviewees’ minds. On the contrary, the stakeholders’ opinion on the effect of succession on cultural ES and EDS was more nuanced. For instance, landscape aesthetics was considered to be impaired by abandonment except when the plot was termed *open*, *nature* or *green*. Some words and expressions referred to the same successional stage (figure 55), so that a same stage was associated to benefits or nuances depending on how it was called. For example, a same plot qualified as *nature* was associated to benefits, but associated to nuisances if it was qualified as *shrubs*.

	Category	Service or disservice	Quote	CICES code	CICES Descriptor	Local representatives	Managers	Farmers	
Benefits	Provisioning ES	Provision of wood	<i>Recently, there has been energy-wood, we talk about resources in the vicinity which corresponds to these zones, there are coppices that had no great timber value but energy-wood may be an opportunity (INT2)</i>	1.1.1.3	Plant materials used as a source of energy		x		
	Regulation & Maintenance ES	Creation of a protection against erosion and rock fall	<i>In the village some people cleared {vegetation} on a plot, but they should not touch this slope, if you clear you remove what holds it together (INT12)</i>	2.2.1.1	Controlling or preventing soil loss	x			
		Positive effect on the local climate, particularly protection against unfavorable conditions	<i>Having high trees {positively} influences draught, cold, and heat on the plot (INT26)</i>	2.2.1.4	Protecting people from winds			x	
		Input of beneficial organisms to orchards	<i>We need forests for our beneficial organisms, such as birds (INT29)</i>	2.2.3.1	Controlling pests and invasive species			x	
		Improvement of water quality	<i>Talking about water (...) a forest filters a lot of pollutants and dust (INT14)</i>	2.2.5.1	Controlling the chemical quality of freshwater		x		
		Increase of the carbon stock	<i>What do forests do? They stock carbon. (INT20)</i>	2.2.6.1	Regulating our global climate		x		
		Positive effect on the local climate, particularly temperature	<i>In summer we are very happy to be in the green, it is less hot there (INT19)</i>	2.2.6.2	Regulating the physical quality of air for people	x		x	
		Cultural ES	Creation of favorable conditions for recreation	<i>Under the trees, it is very nice to take a walk (...) it is entirely wooded, along the river, it is protected. It is full of paths; many joggers go there (INT12)</i>	3.1.1.1	Using the environment for sport and recreation; using nature to help stay fit	x		
			Assimilable to nature and contribution to a pleasant setting	<i>Exceptional settings are ... well did you see the village? The nature is all around (INT13)</i>	3.1.2.4	The beauty of nature	x		
	Nuisances	Cultural and aesthetic EDS	Negative effect on the beauty of the landscape	<i>For sure it is nicer to see grasslands, which are clean and well-maintained, rather than coppices everywhere, those close everything (INT4)</i>	/	/		x	
Reduced provisioning ES		Input of pests to orchards	<i>Forests are not a problem, except for a small pest, a weevil that lives in forests and eats flowers, that is annoying (INT25)</i>	/	/			x	
Safety and security EDS		Increase fire risk	<i>If shrubs grow with global warming, there are going to be forest fires or shrubs fires and houses are nearby so it is prompting to reinstall agriculture (INT23)</i>	/	/		x		
Leisure and recreation EDS		Obstacle to recreation activities	<i>Those gorges are lands that have no value for agriculture; {grazing} is necessary nevertheless for hikers to have an open space to walk (INT25)</i>	/	/		x		

Biodiversity	/	Hosting a valuable biodiversity	<i>Every time we leave friches, these are spaces where biodiversity development is more important, but those spaces need to be connected to hedges and rivers (INT25)</i>	/	/		x	x
	/	Hosting less biodiversity, there is loss	<i>We have remarkable open habitats on those hills, everything is getting closed, {we are losing biodiversity} (INT9)</i>	/	/		x	

Table 30. Ecosystem services and disservices delivered by old fields and effects of old fields development on biodiversity according to the interviewees and depending on the stakeholders groups they belong to.

Stakeholders' terminology for old fields	Nature of ES and EDS									Have a negative effect on the beauty of the landscape	Bring pests to orchards	Increase fire risk	Constitute an obstacle to recreation activities	Positive effect on biodiversity	Negative effect on biodiversity
	Provide wood	Protect against erosion	Protect against unfavorable climate conditions	Bring beneficial organisms to orchards	Improve water quality	Increase the carbon stock	Positive effect on temperature	Are favorable to recreation	contribute to a pleasant setting						
Abandoned														x	
Closed										x			x	x	x
Coppice	x									x				x	
Decline										x					x
Forest	x		x	x	x	x		x			x	x		x	
Friche			x							x		x		x	x
Green							x		x						
Jungle										x					
Mess										x					
Nature					x			x	x					x	
Open									x	x				x	
Peri-sylvan														x	x
Shrubs												x		x	x
Stand										x					x
Thicket														x	
Tree	x	x	x												
Vegetation		x								x					
Wild														x	
Wood	x	x	x					x	x					x	

Table 31. Ecosystem services, disservices and effects on biodiversity associated in the interviews with the various words and expressions composing stakeholder's terminology of old fields

3.3. Differences between stakeholder groups regarding old fields perceptions

The stakeholder groups differed by the words they use to describe old fields and by the ES and EDS they associated to old fields. The number of words used to describe old fields varied largely within groups: local decision-makers used one to 10 words, fruit growers three to 11, and managers two to 16. The peculiarity of some managers was illustrated by their use of very precise terms such as “*fruticé*” to describe old fields (translatable as *peri-sylvan*, see annexe 7). On the contrary, local decision-makers tended to use more general terms such as *vegetation*, *green*, or *nature*.

All groups considered old fields as a source of both ES and EDS, implying positive and negative perceptions. The stakeholder group differed by the ES and EDS they associated to abandoned lands and whether they mentioned biodiversity or not. Most ES and EDS were identified by one stakeholder group only (see table 30); some ES and EDS were mentioned by two groups, but none by all three groups. Regarding EDS, land managers identified more numerous EDS than the other two groups. This group was also occasionally somewhat ambivalent by associating old fields with recreational ES – because wooded spaces are enjoyable to practice outdoor activities – but also with leisure and recreational EDS – because wooded spaces block paths and hinder movement. Ambivalence was present among land managers and also within single interviews except concerning the effects of abandonment on biodiversity: managers either explained that old fields had a positive effect on biodiversity, or that

biodiversity was lost because of this change. We did not find such ambivalence among fruit growers and local decision-makers.

3.4. Beyond stakeholder groups and wording: other factors structuring the discourse and explaining perceptions

The thematic analysis and the review of the stakeholders' arguments revealed that four other factors needed to be taken into account to explain old field perceptions by stakeholders. We will not refer to the three stakeholder groups in this section because no difference emerged among them regarding those factors.

(1) Regrets regarding historical agricultural activities that disappeared or declined.

References to traditional activities in the study areas (vineyards, orchards, grazing, and subsistence agriculture) were found in numerous interviews. For instance, one interviewee stated, "*historically, it is a winegrower village, despite what we see. All the parts behind the trees used to be hills covered with vines*" (INT13). When these activities were mentioned, the interviewees' positions varied from acknowledgment and regret to wishing for revival or for actively acting on redeveloping these activities, as one local decision-maker said, "*we try to maintain this fruit-growing activity which tends to disappear, and which is characteristic of our surroundings*" (INT19).

(2) A will to control ecosystems' dynamics. The absence of human interventions generating vegetation succession was considered problematic by some interviewees, whatever their group. They argued in favor of management to maintain vegetation and prevent shrub development. This wish justifies the fact that some villages hire shepherds, whose activity is not profitable enough otherwise. This was set up because "*the presence of sheep limits vegetation growth, {and allows for} a permanent upkeep of the vegetation*" (INT21). The aim here is clearly vegetation upkeep, not the revival of an agricultural activity.

Controlling the ecosystem *via* management and human intervention was also presented as improving the state of the ecosystem, as in the case of open habitats with a manager wanting agriculture back because "*it would be good, and we would make biodiversity*" (INT9); for forests, one interviewee said that "*an unmanaged forest is a forest that gets damaged*" (INT14). Here management adds to the ecosystem and makes it better. Nevertheless, the absence of some kind of control was not a problem for all interviewees. One of them argued against the need to remove vegetation developing freely and asked, "*why would shrubs not have the right to be here?*" (INT17). Unmanaged areas were controversial among the interviewees.

(3) A dislike for urbanization and intensification in the study zone. The stakeholders compared abandonment with other major LULC changes in the area – urbanization and intensification. Regarding urbanization, old fields were considered as more "natural" and their natural aspect justified their conservation: "*conserving the settings is conserving green and natural zones, which means not building things*" (INT21). The same went for intensively managed lands, considered less valuable than abandoned areas. Rejection of intensification concerned agriculture use as well as forestry: "*here there are no great fields (...) there are uncultivated or abandoned spaces, so they are wilder so to say (...) otherwise it is fields where there are no trees left*" (INT22); "*these are more natural forests because they are not planted, species are more local it is not spruce, Douglas fir or larch*" (INT2). Old fields are appreciated here because they are opposed to urbanization and intensification which are disliked. Moreover, traditional agricultural practices are often presented as better than intensive agriculture because they cause less damage, especially to biodiversity.

(4) Acceptance of old fields because heavy constraints render them unavoidable. The perceptions of old fields are also driven by the recognition that constraints related to topography, landholding, and the socio-economic evolution of the area render them unavoidable.

First, steep slopes render farming and wood extraction difficult. In the steepest areas, the landholding structure also represents a constraint for management because unlike flat zones, it is composed of a multitude of very small plots inappropriate for certain activities. Moreover, the plot owners are often unknown, so that the stakeholders' actions in favor of farmer establishment are limited: *"we have a very complicated landholding structure (...) a lot of small plots. (...) for instance, on one hectare there are 10 plots, and as many owners, or even more due to inheritance (...) it can be frustrating because we spend time gathering information and, in the end, we do not find all the owners (...) as a result we cannot install an activity"* (INT2). This creates tension and hopelessness, confirmed by a local decision-maker: *"there is a need for State intervention, or at the regional level I don't know, a need for them to reclaim these plots to upkeep them and make them live. But they don't do that, and the land register we have is unbearable"* (INT21).

Second, the socio-economic evolution of the area has favored land abandonment, as a result of three main changes: the loss of profitability of historical agriculture (grapevine, fruit, livestock), the development of profitable crops and oil-seed production, and the demographic expansion in the villages and subsequent urbanization. Agricultural abandonment is seen as the byproduct of small-scale agriculture decline and peri-urbanization, which are unstoppable changes. They are seen as inexorable or as necessities for the villages. One interviewee explained the agricultural evolutions of the last decades as follows, *"[nowadays] a machine harvests a field in one day. In the 60s (...) everyone had their small fields and harvested it, but we cannot live like this anymore. It is unfortunate but this is the way it is"* (INT11); and one local decision-maker expressed his opinion regarding ongoing recent urbanization in his village: *"it is very good to open our municipality to new inhabitants because we need to renew the population, it is getting old"* (INT22).

Those four factors intersect with each other, revealing ambivalence in the interviewees' words regarding land abandonment and old fields.

For example, the mayor of a municipality expressed regret about the disappearance of vineyards, but later criticized a land registry reform that tried to protect those vineyards by assigning plots to that sole use: *"It is a wooded area, before that it was a vine zone, with walls, but it was invaded by acacias. We considered making an educational vine plot that schools could visit but we did not have enough money (...) now it is a mess, we can hardly see the small walls anymore. There should be cleaning, removing vegetation (...) but it is a lot of work"* (INT12) and *"Landowners are rebuked if they sell, in the region the rule is to keep the land {for vine} even if we don't use it. We would like to sell those plots for construction, we prefer construction to vine. (...) Who is going to plant the vine? So now it is covered with shrubs"* (INT12).

Some interviewees also expressed dual expectations about land use, in particular regarding farming, urbanization, and natural zones. This was clear considering the way two interviewees depicted topography, i.e. steep slopes, as a constraint: *"I think that topography can be an advantage because it enables us to protect {natural} spaces {from other land uses}. But on the other hand, it is a hindrance to farmer settlement"* (INT13) and *"topography is characteristic, it can be constraining because it is hard to take hold on the hills but conversely, it is what makes the richness of this place and upholds natural zones (...) We talked about it with colleagues, we don't want to live in the conurbation where there are only buildings"* (INT19).

4. Discussion

The striking point of our findings is the diversity of perceptions of old fields between and within stakeholder groups. Their perceptions can be negative as well as positive (figure 56), and old fields are considered relational to past and present human activities in the area promoted or hindered by physical, socio-economic and land-holding constraints.

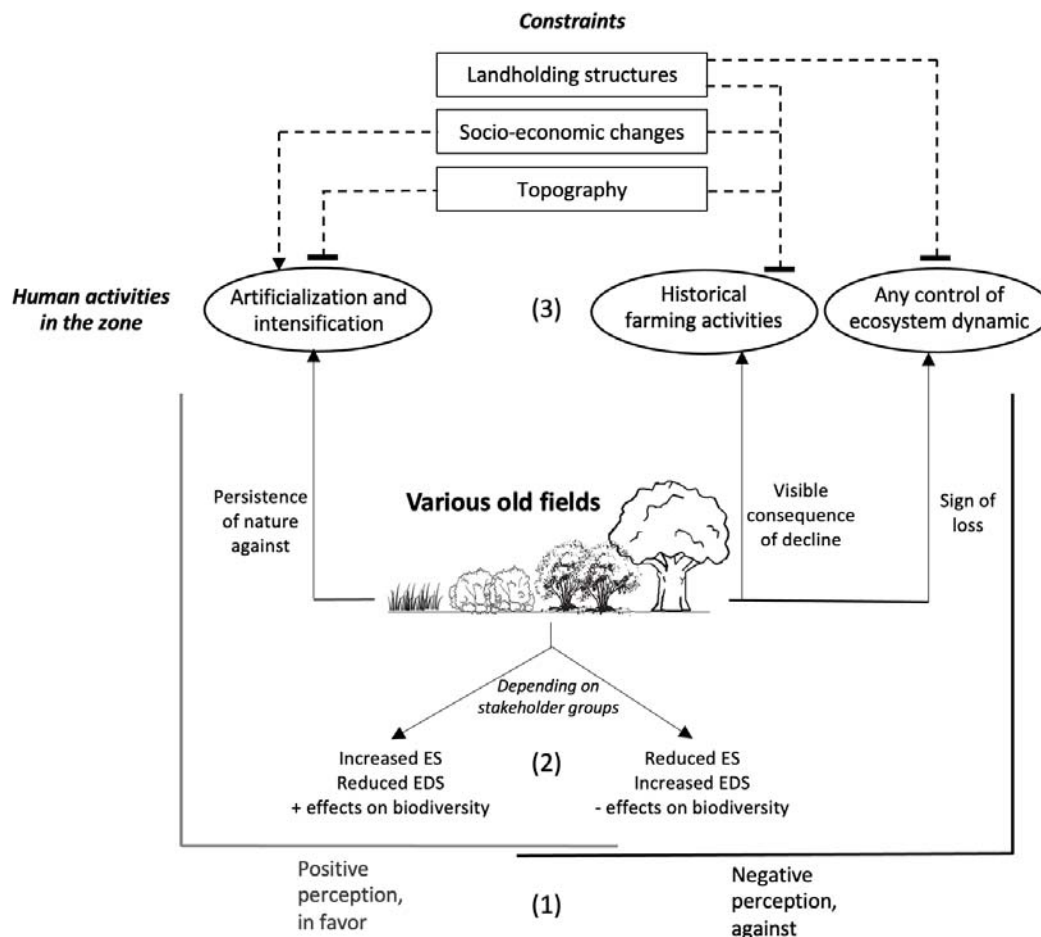


Figure 56. Synthetic overview of the relationship between (1) the perceptions of the various old fields, (2) ES, EDS and effects on biodiversity associated to them and (3) other factors driving perceptions. Negative and positive perceptions overlap, indicating stakeholders' perceptions diversity linked to ES and EDS associated to old fields as well as with the human activities in the zone.

4.1. Abandonment is a major LULC change but vegetation stages are hardly distinguished

We hypothesized that agricultural abandonment and vegetation development would be considered as a major LULC change. All stakeholders mentioned old fields in the interviews and talked about their increase in most cases, validating our hypothesis. This contrasts with the findings of Stelling et al. (2018) in south-eastern Australia, where shrubby regrowth often went unmentioned during interviews about local vegetation although people were surrounded by it. Our results show that old fields and their expansion were well identified in the study area by all interviewees.

In the field, different successional stages could be distinguished by observing plant communities: shrub and tree species abundances increased with the succession (Lepart & Escarré, 1983). Stakeholders accordingly managed to distinguish some stages on the basis of multiple criteria

including structure, openness, use status, and the presence of some species. This meets previous findings by Ulrich (1986) showing that aesthetic evaluation of ecosystems is based on complexity, depth, apparent accessibility, and the absence of threat; and Lamb & Pucell (1990) who showed that the key criteria for evaluating naturalness were the absence of human intervention, the presence of trees taller than 30 m, foliage cover, and shrub content.

Nevertheless, the different succession stages were not clearly distinguished by the stakeholders' points of view and wordings, as no accurate and consistent terminology was associated to them. In many interviews, a homogenous category of words reflecting the idea of "green and natural zones" were used to designate all old fields whatever their successional stages. Our work thus suggests that few interviewees were able to discriminate between different vegetation stages in the absence of any kind of guidance. Further work is needed to refine the evaluation of old fields by stakeholders either by clarifying the link between their own words and successional stages or by using a method avoiding the uncertainty associated to words, in particular by using pictures. For instance, Ruskule et al. (2012) set up a first phase of identification of afforestation patterns, and then had these patterns evaluated by stakeholders (Ruskule et al., 2013).

4.2. Old fields are perceived as benefits and nuisance provider depending on stakeholder groups

The interviewees perceived old fields as providers of benefits and nuisances. Benefits indicating increased ES or reduced EDS, while nuisances are related to reduced ES and increased EDS (Vaz et al., 2017). The ES that stakeholders associated with old fields were mainly regulating ES, such as erosion limitation or local climate regulation, while EDS mostly concerned cultural aspects such as aesthetics. The numbers of ES and EDS associated with old fields were rather low (nine and four, respectively). By contrast, stakeholders associated 30 ES and 15 EDS with forested landscapes, 37 ES and 10 EDS with open landscapes and 14 ES and eight EDS with intermediate landscapes in the Mont Lozère region of the Massif central (France) (Moreau, 2019). These differences may first be linked to the importance of nature in people's everyday lives. The Mont Lozère region is more rural than the area we studied, with agriculture and tourism as main activities, so that the various ecosystems at stake are probably more central to people's everyday lives. Second, the diversity of ES/EDS associated to old fields may also differ between the two studies according to the variety of stakeholders and stakeholder groups interviewed. Different stakeholder groups tend to identify different ES and EDS as shown by Cáceres et al. (2015) and Garrido et al. (2017). We interviewed three main stakeholder groups, while Moreau (2019) interviewed a greater diversity of stakeholders.

Our results indicated contrasting ES and EDS associated to old fields among stakeholder groups, mostly according to their activity and expertise. Gómez-Limón and Fernández (1999) found that optimal tree density for farmers in *dehesas* in Spain was lower than the density found desirable by natural habitat managers or recreationists. This contrast was explained by stakeholders' use and interest: a low tree density better fits with cattle grazing for farmers, while higher tree density appears more natural yet accessible landscape for land managers and recreationists. In our study, local decision-makers also talked about regulating and cultural ES related to their activity, e.g., erosion issues in their village or recreation opportunities for their inhabitants. Concerning EDS, local decision-makers considered that old fields reduce landscape aesthetics. Finally, they did not mention biodiversity, even though they were probably familiar with the term and with the concept, as found by Levé et al. (2019) who surveyed 1,209 French citizens on the concept of biodiversity. It appears that local decision-makers did not link biodiversity with old fields.

Fruit growers also associated old fields with ES and EDS related to their activity (pests, beneficial organisms), and they referred to biodiversity *per se*. Organic farmers have a more holistic

perception of biodiversity than other stakeholders do, in relation with their organic practice (Kelemen et al., 2013), and this may explain that they recognized the biodiversity issue associated to old fields.

Some regulating ES (e.g. carbon storage, water quality) or EDS (e.g. fire risk) were associated to old fields only by land managers, who were also the only ones mentioning production services (wood production). The fact that only a few stakeholders mentioned regulating ES was also previously found by Garrido et al. (2017), Moreau (2019) and Blanco et al. (2020), indicating they may be difficult to identify. Raymond et al. (2009) revealed that mapping atmosphere asset values and associated services proved difficult for community representatives, even though they were highly educated. This suggests that the expert knowledge of land managers is specific and appears required to identify regulating ES in particular. Furthermore, managers were the least consensual group in our study when it came to associating old fields to ES/EDS, probably because of their diverse domains of expertise.

4.3. Naturalness as a key concept to understand old fields perception

Our results show that the naturalness of ecosystems appears as a relevant concept to understand old field perceptions by stakeholders, alongside ES and EDS. Naturalness characterizes natural spaces in a general way, and includes multiple aspects: biophysical integrity, spontaneity, and spatio-temporal continuity (Guetté et al., 2018). It is impaired by human interventions and allochthonous species (Ridder, 2007). In this study, the words *nature* and *natural* were used to refer to old fields and associated by stakeholders with the absence of human intervention, including management, agriculture, and building.

Many studies have showed that stakeholders associate old fields more than other LULC to diversity and also positively associate them with naturalness; however they reveal that these abandoned zones are concomitantly perceived as “unpleasant”, “untidy”, “a threat”, “of inefficient use”, and even as “a source of shame and sadness” (Benjamin et al., 2007; Ruskule et al., 2013; Stelling, 2017; van der Zanden et al., 2018). Benjamin et al. (2007) showed in particular that, contrary to ecocentric people, anthropocentric or apathetic people (Kaltenborn & Bjerke, 2002) have a negative perception of old fields, possibly because they perceive a low economic gain from old fields and no biological contribution. Similarly, a survey on rewilding established that respondents were *nature-connected users*, *nature controllers*, *nature sympathizers* or *nature lovers*, and that the former two evaluated wilderness and rewilding negatively while the latter two evaluated them positively (Bauer et al. 2009). Our results also showed tension: on the one hand, *nature* and the absence of human intervention were praised, but on the other hand old fields represented loss of control on the ecosystem dynamic and there was hostility toward the absence of management.

4.4. Old fields perception is related to other dynamics in the study area

Our results indicate that stakeholders confronted old fields with other LULC. They perceived old fields negatively compared to historical farming activities, *versus* positively compared to intensification and urbanization. Other studies show that the disappearance of traditional agricultural activities is deplored by people, e.g. in Italy (Höchtl et al., 2005) or in Portugal (van der Zanden et al., 2018). Frei et al. (2022) looked at the policy discourses concerning natural forest regrowth in two countries (France and Spain) and found four competing storylines including one advocating for extensive agriculture and one advocating for landscape conservation. Literature data shows that stakeholders express regret concerning specific activities such as the decline of grazing and pastoralism (Palomo-Campesino et al., 2018) or more generally have regrets regarding “tradition and heritage” altogether (Kaur et al., 2004). This can be linked to emotional attachment to cultural landscapes. For

example, mountains farmers' activity in the French Pyrenees is driven by production requirements but also by sentimental attachment to the landscape (Henry, 2013).

A parallel can be drawn with the stakeholders' relationship with naturalness, in which the absence of management is rejected but at the same time spontaneous nature is appreciated. Our results show that stakeholders expressed selectivity in the management modalities they wished with a gradation: historical agriculture was preferred to old fields, but old fields were preferred to intensification and urbanization. In the southwest of Spain, Quintas-Soriano et al. (2016) listed local people's arguments in favor or against 4 LULC (greenhouse intensive horticulture, urban intensification, rural abandonment, and protected areas). They found that rural abandonment received the least positive arguments, but ranked the second-to-last for negative arguments, just behind protected areas. So, when people are invited to rank rural abandonment, intensive agriculture and urban intensification, rural abandonment is not approved but it is significantly less negatively perceived than the two intensive uses. This parallels the fact that stakeholders considered old fields "less bad" than other LULC in our study.

The way stakeholders perceive old fields is also driven by the stakeholders' capacity to act on them. In our study, slopes, landholding, urbanization pressure and agricultural intensification appeared as major constraints and led stakeholders to do with abandonment. Stelling et al. (2017) drew similar conclusions regarding *Cassinia arcuate* regrowth in Australia: the respondents adopted a "hands off" approach even if they viewed regrowth negatively because keeping it under control is extremely difficult. Therefore, our results suggest that a trade-off between preferred land-uses and feasible land-uses takes place in stakeholders' minds. Karner et al. (2019) looked at three types of scenarios in five European countries and found the same kind of trade-off: stakeholders preferred land sharing and balanced land use to land sparing, but judged them implausible for political, economic, and aesthetic reasons. For example, land sharing is preferred in Germany, but deemed unrealistic because it would raise the price of agricultural products. In our study area, old fields were thus viewed as independent ecosystems, but also in an interplay with the LULC they replaced and the LULC they could be replaced by.

5. Conclusion

In the Massif Central region of France where this study was conducted, stakeholders belonging to three groups (local decision-makers, land managers and fruit growers) considered that old fields delivered both ES and EDS and had positive and negative effects on biodiversity. These considerations depended on the terminology they used to talk about old fields (e.g. *nature* was associated to ES and *shrubs* to EDS) and on the stakeholder group they belonged to (e.g. provisioning ES delivered by old fields were only identified by land managers) but some mixed perceptions towards old fields and abandonment were also found within groups and even at the individual scale.

In terms of the generalizations of the results of the present study, the conclusions that have been drawn confirm the different perceptions of old fields depending on stakeholder groups. It stresses the need to interview a multiplicity of stakeholders to fully understand the way LULC changes are considered locally. In our case the range of old field perceptions and their understanding could be further refined by interviewing other stakeholder groups, including farmers other than fruit growers, and by specifying the stakeholders' environmental values.

Results also indicate that vegetation successional stages are hardly distinguished by stakeholders. Measuring or characterizing ES/EDS and the biodiversity effectively present in old fields, depending on the successional stages, would show if perceptions match objective assessment and would also provide determinant data for supporting decisions and actions.

Finally, by identifying the underlying perceptions that fuel acceptance and rejection of old fields, this study also bring light on which LULC scenarios appear acceptable. Our results have relevance for landscape planning and management providing empirical evidence that agricultural abandonment and old fields can be considered as a threat as well as an opportunity by stakeholders. They also show that peri-urban areas are specific because they may present reduced human actions in some area leading to agricultural abandonment along with increased human actions elsewhere in the form of agricultural intensification and urbanization. In this context, stakeholder perceptions suggest that old fields can represent a safeguarding of natural areas. This research could be usefully considered in relation to understanding responses to agricultural abandonment in peri-urban areas elsewhere.

Chapitre 6 – Services, disservices et gestion des stades de succession selon les habitants : résultats préliminaires

L'abandon agricole entraîne le développement d'une végétation arbustive et buissonnante arborée. Cette végétation est source de bienfaits (augmentation des SE, réduction des DSE) et de nuisances (diminution des SE, augmentation des DSE) (chapitre 5). Comme expliqué dans l'introduction de la thèse, la biodiversité n'est pas intrinsèquement source de SE ou de DES, ce sont les bénéficiaires (acteurs, habitants) qui leur attribuent des valeurs. Cela signifie déterminer leur importance ou leur intérêt et s'ils augmentent (SE) ou réduisent (DSE) le bien-être humain (Vaz et al., 2017).

Les habitants d'un territoire peuvent considérer que les écosystèmes rendent des SE ou au contraire des DSE. Déterminer ceci permet de savoir comment ils perçoivent ces écosystèmes. Des stratégies de gestion peuvent aussi être élaborées en le prenant en compte et en se posant plusieurs questions : qui est affecté par une nouvelle gestion qui modifie les écosystèmes ? (par exemple les élus locaux sont affectés par le déclin de l'agriculture car certains chemins communaux deviennent difficilement accessibles à cause du développement de la végétation) ainsi que : qui y est favorable ou défavorable à une certaine forme de gestion ? Pourquoi ? (Martín-López et al., 2012; Cáceres et al., 2015; Felipe-Lucia et al., 2015; Garrido et al., 2017).

Certaines caractéristiques influencent la perception que les habitants d'un territoire ont de l'abandon, des stades de succession et de l'expansion forestière en particulier l'âge (Kaur et al., 2004; Luginbühl, 1999), la profession et les centres d'intérêt (Gómez-Limón & Fernández, 1999; Bidegain et al., 2020) ou encore les valeurs environnementales (attitude, relations à la nature) (Benjamin et al., 2007; Bauer et al., 2009).

De plus le territoire d'étude a connu une augmentation des zones boisées, arbustives et buissonnantes (chapitre 2) et celles-ci regroupent plusieurs stades de succession (chapitre 3). Le chapitre 5 interroge différents acteurs socio-économiques (gestionnaires de l'environnement, membres des conseils municipaux et arboriculteurs) et montre que ces stades ne sont pas toujours distingués par les personnes interrogées.

C'est pourquoi ce chapitre étudie les tendances au sein de la population vis-à-vis des SE et DSE rendus par (1) les milieux fermés dans leur ensemble et puis (2) les stades séparés. Les habitants de la zone d'étude sont interrogés via un questionnaire diffusé largement. Celui-ci permet aussi traiter de SE et DSE qui n'avaient pas été abordés jusqu'ici notamment des SE culturels.

Ce dernier chapitre de thèse présente les résultats préliminaires de ce questionnaire conçu en fin de thèse afin de compléter les résultats du traitement des entretiens. Il permet donc de nourrir l'analyse mais n'étant pas finalisé il est aussi à considérer comme une ouverture vers des perspectives permettant de continuer cette recherche.

1. La perception et la gestion des stades de succession par les habitants : questions et hypothèses

1.2. Est-ce que l'augmentation des milieux boisés changent la perception du paysage ?

Concernant les milieux boisés, un premier résultat précédemment obtenu est que les zones en succession rendent un disservice esthétique selon certains acteurs. Une première hypothèse est que plus un paysage est boisé moins il est considéré comme beau. L'évaluation visuelle d'un paysage repose sur de multiples facteurs (Tveit et al., 2006). Sevenant et Antrop (2010) proposent huit variables permettant de déterminer la préférence pour un paysage. J'ai choisi de tester l'une d'entre elle en particulier qui

est la typicité d'un paysage¹⁶ car (1) les activités agricoles historiques qui déclinent sont regrettées par les acteurs interrogés et qualifiées de « caractéristiques » du territoire et (2) un interlocuteur explique lors d'un entretien que sa commune « *{n'est pas associée} à de la forêt* » (INT4). Une deuxième hypothèse est que les paysages forestiers ne seraient pas considérés comme typiques.

Une troisième hypothèse porte sur l'affirmation que les espaces boisés sont des endroits où « *il n'y a rien* » (INT21, cité au chapitre 5), interprété comme exprimant l'absence d'activités humaines. De plus, seuls les experts ont parlé du fait que ces espaces sont des sources possibles de bois (chapitre 5). Il y aurait donc peu d'activités associées à ces espaces et en particulier des activités économiques (soit des SE de production ou éventuellement des SE de récréation).

1.3. Y a-t-il consensus sur les SE et DSE que rendent les stades de succession ?

Concernant les différents stades de succession ils sont source des SE, des DSE et ont des effets sur la biodiversité. La partie 2 de la thèse montre que la composition végétale varie avec les stades et que la capacité et le flux en SE divergent entre les stades pour certains SE. Le chapitre précédent indique que les stades sont difficilement distingués dans les entretiens, et que des écosystèmes ouverts et des écosystèmes forestiers peuvent être considérés ensemble comme des zones naturelles. Or Benjamin et al. (2007) (Québec) montrent par une enquête associant sept écosystèmes (dont *shrubs*, bois, champs) avec des critères (dont beau, plaisant, utile) que les écosystèmes de *shrubs* se distinguent des cinq autres et que différents répondants font différentes associations ; par exemple les zones abandonnées dominées par des *shrubs* sont perçus globalement négativement sauf par les néo-ruraux et les retraités. De même, Van der Zanden et al. (2018) (Portugal) trouvent en considérant cinq écosystèmes issues de l'abandon (dont forêt, *shurbs* hautes, *shurbs* basses) qu'ils ne sont pas associés aux mêmes émotions et réactions (esthétique, tradition, diversité) parmi trois groupes d'acteurs (locaux, visiteurs, experts).

L'objectif est donc de tester si l'association entre les différents stades de succession et les SE, les DSE et l'état de la biodiversité est différentes parmi les habitants. Les résultats préliminaires de ce chapitre s'attachent à déterminer s'il existe des points de dissensus parmi les répondants.

De plus le chapitre précédent montrant que tous les SE ne sont pas identifiés par tous les acteurs nous avons sélectionné des SE et DSE que nous estimions connus par le 'grand public' (tableau 1 annexe 9). Les SE comprennent des activités sportives, de détente et d'observation de la faune et de la flore ainsi que de chasse et de récolte de fruits, plantes et bois car ces activités ont été observées sur le terrain. Pour les DSE il s'agit du risque d'érosion, d'incendie et de dégâts de faune car ces risques ont été mentionnés dans les entretiens (chapitre 5) ou observés sur le terrain (nous avons vu de la grande faune ainsi que des systèmes d'éloignement de la faune au bord des routes).

1.4. Quel devenir des 'friches' est préféré ?

Les écosystèmes issus de l'abandon et le phénomène lui-même sont donc sujet à des perceptions variées. Le chapitre précédent montre que de multiples facteurs influencent la façon dont les zones dites de friches sont perçues notamment : l'absence de gestion, la libre évolution des écosystèmes et les autres changements d'occupation du sol ayant lieu dans la zone. Dans ce contexte, la gestion ou non-gestion des friches est questionnée ainsi que les autres occupations qui pourraient les remplacer.

Van der Zanden et al. (2018) montrent dans leur étude au Portugal que les locaux et les visiteurs ont une préférence pour l'agriculture traditionnelle alors que les experts tendent à préférer les zones plus naturelles. Dans le sud de l'Espagne Quintas-Soriano et al. (2016) révèlent la complexité des préférences de gestion en renseignant les arguments en faveur et en défaveur de quatre options

¹⁶ La typicité reflétant le caractère représentatif d'un paysage

(agriculture intensive, urbanisation, protection de zones naturelle et abandon agricole) : l'abandon reçoit le moins d'arguments positifs mais aussi peu d'arguments négatifs.

Les entretiens ont montré qu'il y avait une volonté de contrôler l'évolution des écosystèmes parmi les acteurs interrogés. De ce fait l'hypothèse émise pour la zone d'étude est que la majorité des répondants seront en faveur d'une gestion plutôt que d'une libre évolution, et que l'urbanisation et l'artificialisation ne seront pas souhaitées.

1.5. Quels habitants sont en faveur ou en défaveur de la non-gestion ?

Le choix de la méthode s'est porté sur un questionnaire en ligne afin de pouvoir largement interroger les habitants et tester si certaines caractéristiques sociologiques des répondants peuvent expliquer leurs réponses.

Ce chapitre présente les résultats préliminaires de ce questionnaire, et le lien entre les réponses et les caractéristiques des répondants ne sont approfondies que pour leur position en faveur ou en défaveur de la non-gestion. Ce choix a été fait car il s'agit d'une dichotomie centrale dans les questionnements sur la gestion de ces espaces (Schnitzler, 2014). La position des répondants pourrait être influencée par leur âge et leur catégorie socio-professionnelle (Luginbühl, 1999; Bauer et al., 2009). De plus, il a été montré que la perception de l'occupation du sol et son évolution dépendent d'un état de référence (Moreau, 2019), c'est pourquoi il convient de regarder non seulement l'âge des répondants mais aussi le temps passé dans le territoire.

2. Méthode

2.1. Diffusion du questionnaire

Pour répondre à ces questions, un questionnaire destiné aux habitants des communes de la zone d'étude a été créé avec le logiciel Lime Survey. Il a été testé et ajusté avant d'être mis en ligne. L'information aux répondants et le stockage des données ont été mises en conformité avec le RGPD.

Le lien vers le questionnaire accompagné d'un texte introductif a été diffusé dans la zone d'étude via email aux services communaux des différentes communes et aux différentes associations. J'ai aussi écrit un court article que certaines communes ont inclus dans leur bulletin municipal (annexe 8). Le questionnaire était actif du 27 octobre au 15 décembre 2021. L'objectif était d'obtenir un maximum de réponses afin de déterminer si des tendances se dégagent. Les réponses récoltées n'avaient pas pour ambition d'être représentatives des 27389 habitants des communes de la zone d'étude.

Le questionnaire est composé de trois parties : la première concerne les milieux boisés dans le paysage, la deuxième les stades de succession et la troisième le devenir des zones de 'friche'.

2.2. Contenu du questionnaire

2.2.1. Les milieux boisés dans le paysage

Cette partie est basée sur quatre photos de vues de la zone d'étude présentant un niveau de boisement croissant (figure 57) (B1 = niveau de boisement 1, B2 = niveau de boisement 2, B3 = niveau de boisement 3, B4 = niveau de boisement 4). Les photos sont accompagnées des affirmations suivantes indiquant un SE :

- Cette vue est belle
- Cette vue est typique du territoire

- Cette vue évoque des activités économiques

Une échelle de Lickert a été utilisée avec les options : « pas d'accord », « plutôt pas d'accord », « plutôt d'accord » et « d'accord ».



Figure 57. Photos des vues présentant un degré de boisement croissant (B1, B2, B3, B4)

2.2.2. Les SE et DSE associés aux stades de succession et l'effet des stades sur la biodiversité

Cette partie est basée sur cinq photos d'environnement, présentant différents stades de succession avec deux stades initiaux, un de champs de céréales (FI pour *field*) et un de prairie (GR pour *grassland*), deux stades arbustifs et buissonnants (OS pour *open shrubs* and CS pour *closed shrubs*) et un stade forestier (FO) (figure 58).

Neuf affirmations étaient proposées pour chaque photo (tableau 32). Ces affirmations représentent cinq SE, trois DSE et l'état de la biodiversité. Le choix s'est porté sur ces SE et DSE car ce sont soit des activités que les répondants peuvent potentiellement pratiquer dans la zone d'étude soit des risques ou désagréments qu'ils peuvent craindre. Une échelle de Lickert a été utilisée avec les options : « pas d'accord », « plutôt pas d'accord », « plutôt d'accord » et « d'accord ». Il était spécifié que les photos étaient prises depuis un chemin.



Figure 58. Photos des 5 environnements : Field, grasslands, open shrub, closed shrubs, forest

Thème	Question	
SE	Cet environnement est adapté pour	Passer des moments dans la nature (se promener, s'y reposer, jouer)
		Faire du sport (course, VTT, ...)
		Observer la nature
		Récolter des fruits, des plantes, du bois
		Pratiquer la chasse
DES	Cet environnement	Présente un risque d'incendie
		Peut abriter une faune qui fait des dégâts
		Présente un risque d'érosion des sols
Biodiversité	Dans cet environnement la biodiversité est en bon état	

Tableau 32. Affirmations liées à chacun des cinq environnements

2.2.3. Le devenir des « friches »

La position des répondants quant à la gestion des zones de végétation arbustive et buissonnante a été questionnée. Pour cette partie le terme de « friche » a été utilisé car il est jugé plus connu par le grand public. Un petit texte contextualisant la friche est d'abord présenté, accompagné de photos de divers stades. Puis plusieurs affirmations sur des choix de gestion ou de non-gestion (tableau 33). Une échelle de Lickert a été utilisée avec les options : « pas d'accord », « plutôt pas d'accord », « plutôt d'accord » et « d'accord ».

Donnez-nous votre avis sur ce qu'il convient de faire de ces zones de friches	Les mettre en cultures agricoles
	Les planter en vergers
	Les mettre en prairie pour l'élevage
	Les rendre constructibles (logements, commerces, loisirs, etc.)
	Les débroussailler régulièrement
	Les gérer pour l'exploitation forestière
	Les laisser évoluer sans intervention

Tableau 33. Affirmations présentant les différentes options de gestion ou de non-gestion des friches

2.2.4. Informations sur les répondants

Les caractéristiques des répondants renseignées concernent l'âge, le genre, la commune de résidence, le type de résidence, la durée de vie dans la commune, la catégorie socio-professionnelle (CSP) (tableau 2 annexe 9). Il est aussi demandé si les répondants pratiquent les activités des questions précédentes, cela permet de savoir dans quelles mesures ils sont concernés par ces SE.

2.3. Analyse des données

Le chapitre présente les résultats préliminaires du questionnaire. Les réponses sont visualisées sous forme de graphiques créés avec le logiciel Microsoft Excel (version 16.65). Le taux de corrélation entre l'âge des répondants, leur durée de vie sur le territoire et leur CSP a été calculé avec le package ggcorrplot sur le logiciel RStudio (R version 4.1.0).

3. Résultats du questionnaire

3.1. Le profil des répondants

Le questionnaire a été rempli par 279 personnes, dont 118 hommes, 160 femmes et 1 non-binaire ; 261 répondants ont leur résidence principale dans la zone d'étude. Les catégories d'âges entre 36 et 55 ans comptent pour presque la moitié des répondants aucun répondant n'avait moins 10 ans et sur l'ensemble une faible part des répondants a entre 10-25 ans. Les communes de Veyre-Monton et La Roche-Blanche sont les plus représentées (22.22% et 19.71%), contrairement à trois communes (Corent, La Sauvetat, Saint-Sandoux) dont aucun des répondants ne provient. 57.34% des répondants vivent dans la zone d'étude depuis 10 à 40 ans et les employés, les cadres et les retraités représentent 79.51% des répondants (figure 1 annexe 10).

Les répondants pratiquent les SE (activités) proposés à diverses fréquences, excepté pour la chasse qui n'est pratiquée que par 7 répondants (figure 59). Les activités pratiquées le plus quotidiennement sont *passer des moments dans la nature (se promener, s'y reposer, jouer)* et *observer la nature*.

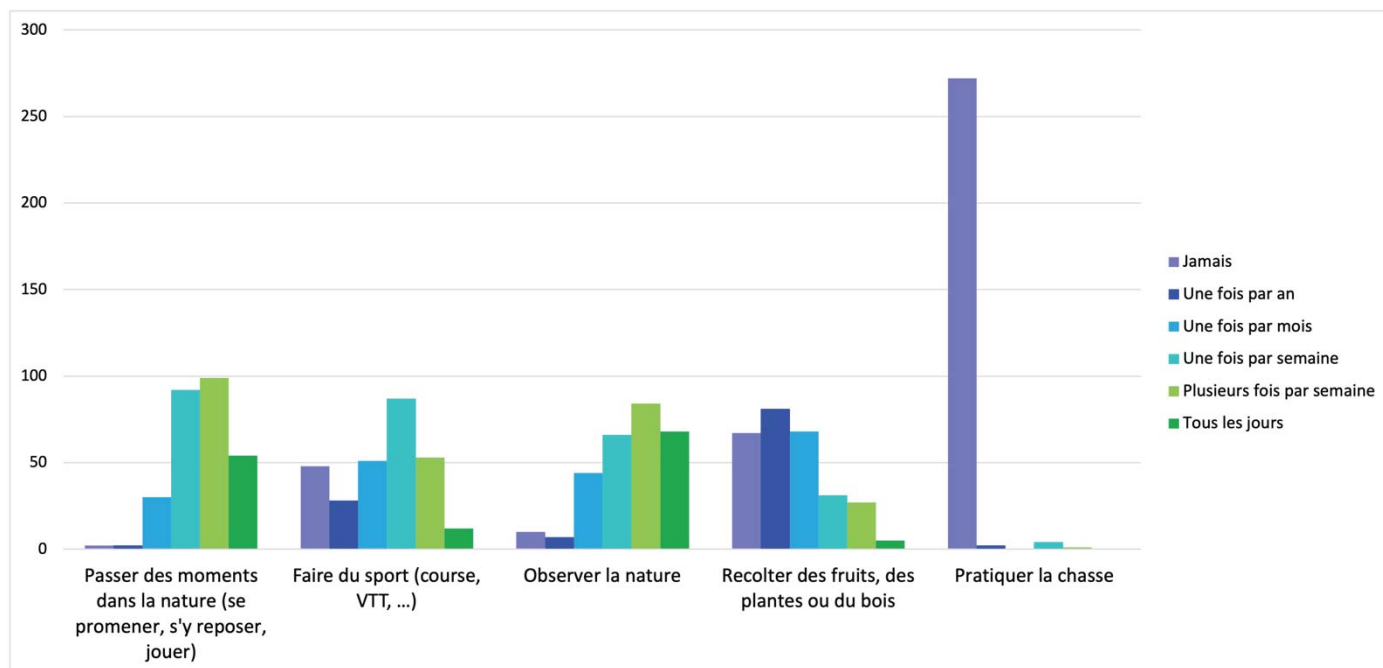


Figure 59. Fréquence de pratique de SE culturels par les répondants

3.2. Les milieux boisés dans le paysage : beauté, typicité et activités économiques

Les réponses aux questionnaires (ensemble des répondants) indiquent qu'une grande majorité des répondants considèrent les quatre vues comme belles : près de 90% des réponses sont « d'accord » ou « plutôt d'accord » (figure 60). La vue B4 (la plus boisée) semble jugée légèrement plus belle car la proportion de « pas d'accord » est la plus faible et celle de « d'accord » la plus élevée.

L'avis des répondants quant au caractère typique des vues est aussi très homogène (figure 61) : entre 80% et 90% sont « d'accords » ou « plutôt d'accords » quelle que soit la vue.

Enfin, il y a une gradation claire de B1 à B4 quant aux activités économiques qu'évoquent les vues (figure 62) : 59.1% trouvent que B1 évoquent des activités économiques (« d'accord » et « plutôt d'accord ») alors que 8.1% ont cet avis pour B4. Cela indique qu'il n'y a un dissensus parmi les répondants pour B1 et B2.

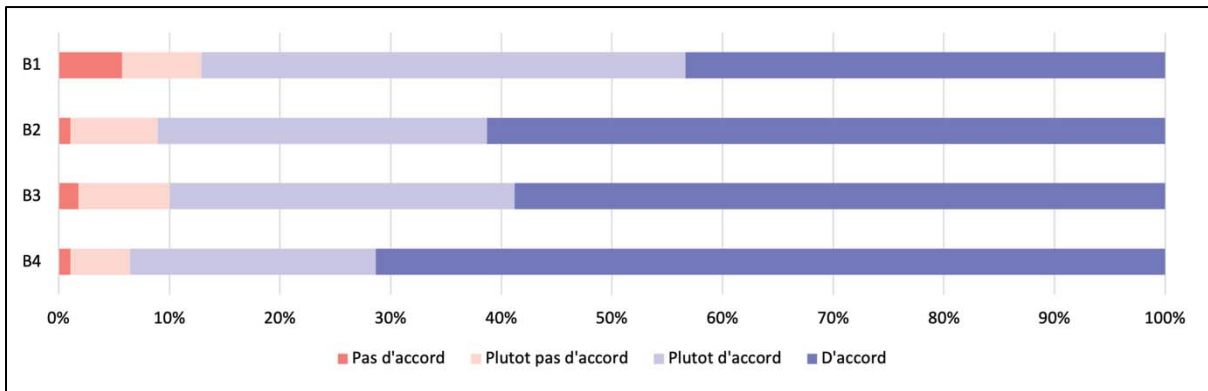


Figure 60. Position face à l'affirmation « cette vue est belle »

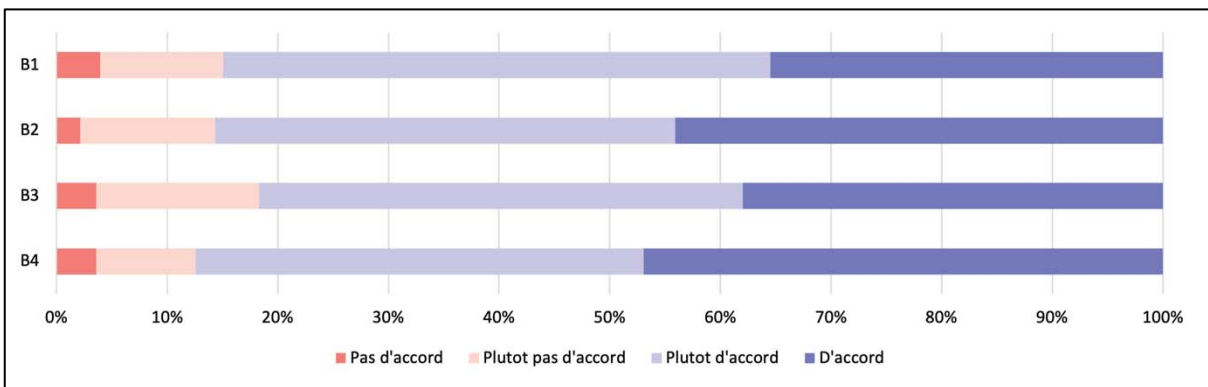


Figure 61. Position face à l'affirmation « cette vue est typique »

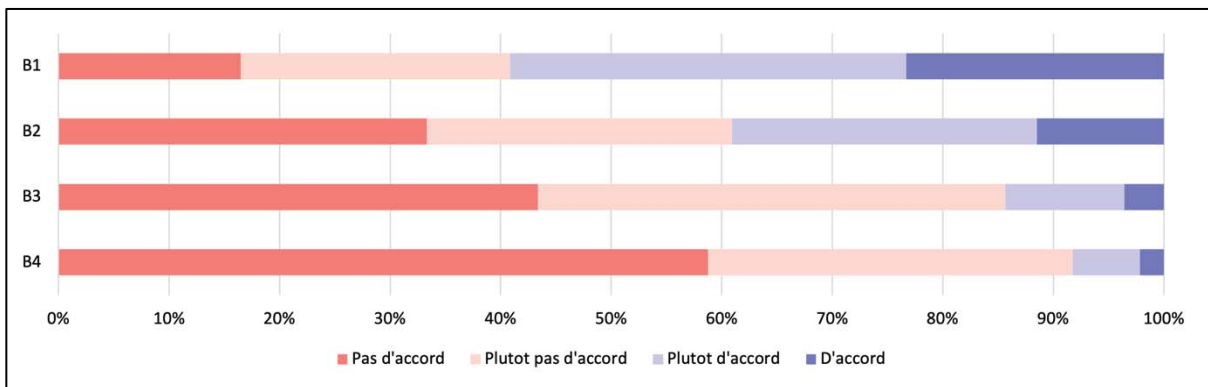


Figure 62. Position face à l'affirmation « cette vue évoque des activités économiques »

3.3. Les SE, les DSE et l'état de la biodiversité dans les différents stades de succession

La distinction de cinq écosystèmes montre qu'ils ne sont pas considérés comme rendant les même SE et que pour certains environnements, les avis des répondants sont très partagés.

Les deux environnements jugés le plus adaptés pour passer des moments dans la nature sont GR et FO avec plus de 95% de répondants étant « d'accords » ou « plutôt d'accords » (figure 63). Les OC sont jugés adaptés par plus de 80%, les CS par un peu moins de 60% et les FI par 50% des répondants.

FO est l'environnements pour lequel la part des répondants la jugeant adapté pour pratiquer une activité sportive est la plus élevée (figure 64). FI, GR, OS ont des résultats similaires avec environ 60% des répondants les estimant appropriés. CS est l'environnement considéré le moins adapté (37.3% de « d'accords » ou « plutôt d'accords »).

Concernant l'observation de la nature, une grande majorité des répondant trouvent GR, OS, CS et FO adaptés (proche ou supérieur à 90%) (figure 65), indiquant un consensus. En revanche les réponses sont beaucoup plus partagées pour FI avec 52.7 % trouvant cet écosystème adapté.

Pour la récolte de fruits, de plantes ou de bois, plus de 75% des répondants jugent que FI ne rend pas ce SE et plus de 80% jugent que FO le rend (figure 66). Les autres environnements (GR, OS, CS) entraîne un positionnement plus divisé.

Selon une majorité des répondants (entre 64.5% et 82.1%) tous les environnements sont inadaptés à la pratique de la chasse (figure 67).

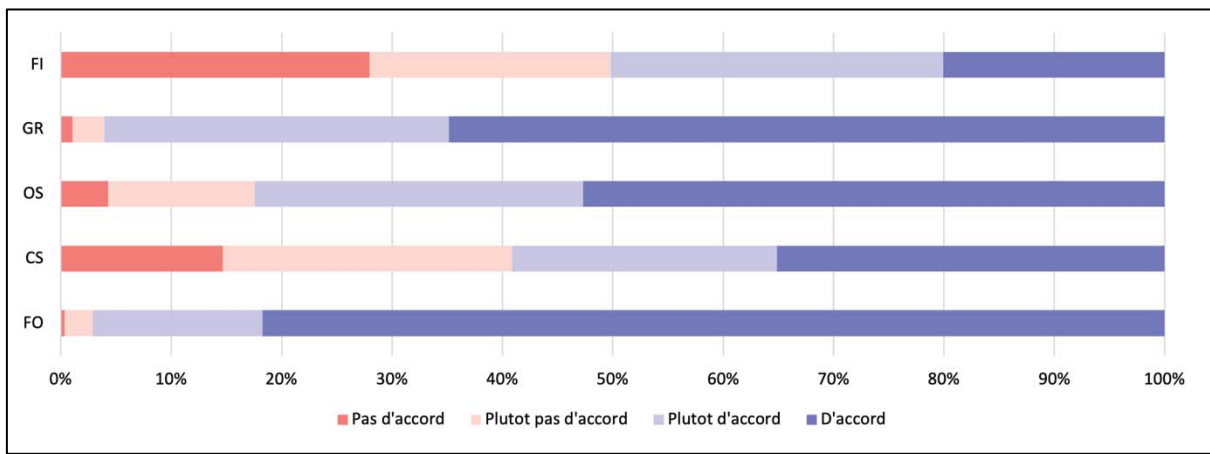


Figure 63. Position face à l'affirmation « cet environnement est adapté pour passer des moments dans la nature »

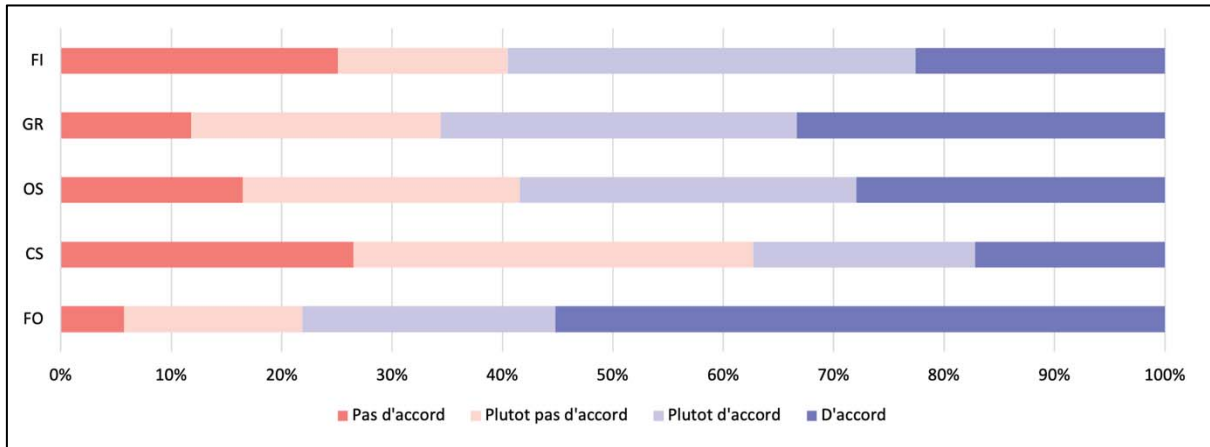


Figure 64. Position face à l'affirmation « cet environnement est adapté pour pratiquer une activité sportive »

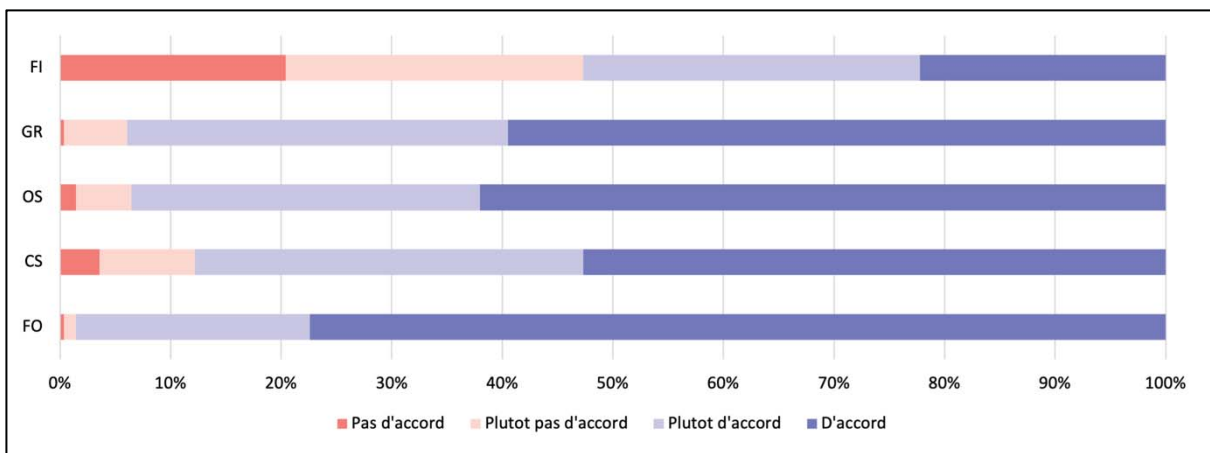


Figure 65. Position face à l'affirmation « cet environnement est adapté pour observer la nature »

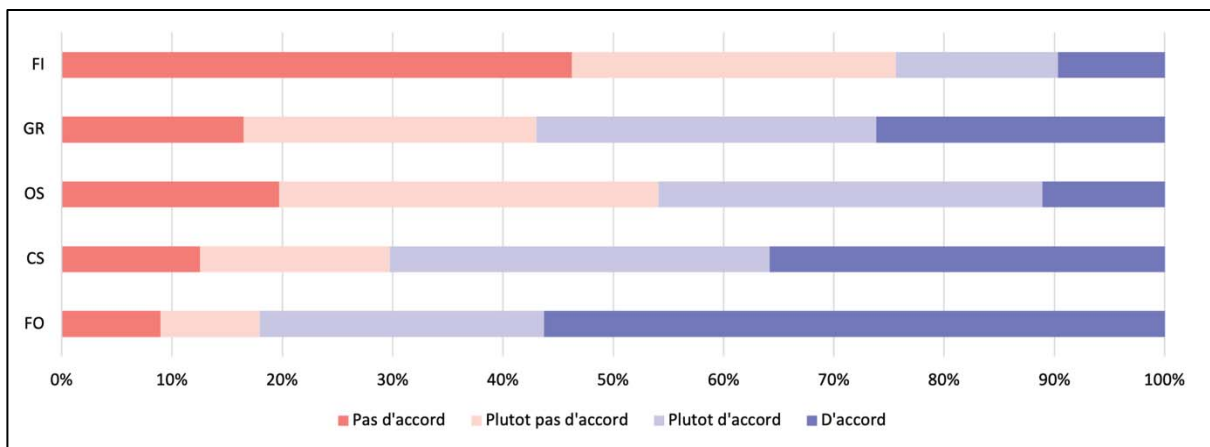


Figure 66. Position face à l'affirmation « cet environnement est adapté pour récolter des fruits, des plantes ou du bois »

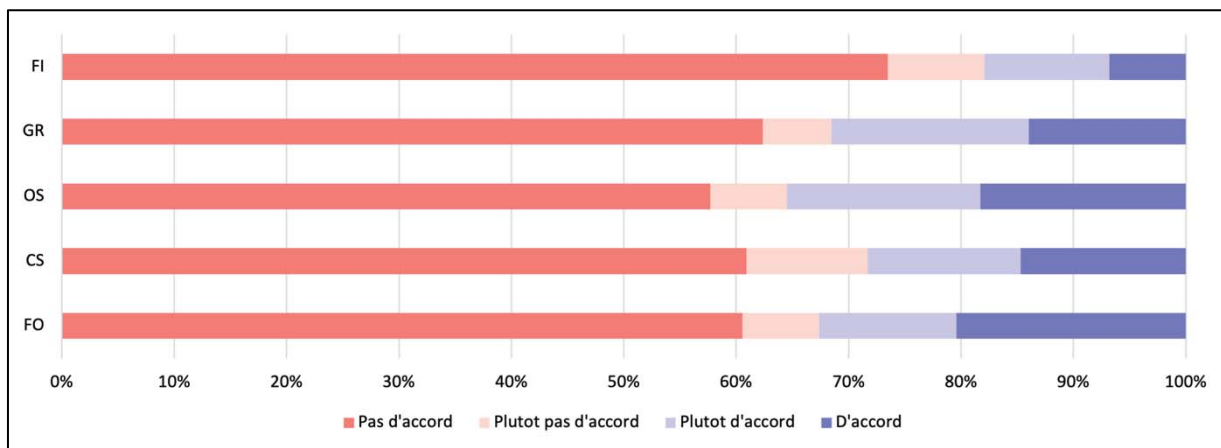


Figure 67. Position face à l'affirmation « cet environnement est adapté pour pratiquer la chasse »

Concernant le risque d'incendie, les réponses pour CS et OS sont similaires et ils sont jugés risqués par le plus de répondants (86.7% et 87.5% de réponses « d'accords » ou « plutôt d'accords ») (figure 68). FO est considéré risqué pour près de 70% des répondants. A contrario, FI et GR présentent un risque d'incendie seulement pour une minorité de répondants.

Les réponses sont très partagées pour le fait d'abriter une faune qui cause des dégâts. Elles sont toutes proches de 50% même si deux groupes peuvent être distingués (figure 69) : entre 30% et 40% des répondants estiment que GR et FI présentent un risque, et entre 50% et 60% trouvent que FO, CS et OS présentent un risque.

Pour l'érosion les quatre écosystèmes hors culture (GR, OS, CS, FO) ne présentent pas de risque pour 80% à 90% des répondants (figure 70). Le champ lui présente un risque pour 70.6% des répondants.

La biodiversité est considérée en meilleure état dans les stades de succession OS, CS et FO avec plus de 90% des répondants « plutôt d'accord » ou « d'accord » (figure 71). La prairie est peu différenciée avec 79.9% de « plutôt d'accord » ou « d'accord » bien que les « d'accord » ne soient que de 16.8%. En FI la biodiversité n'est considérée en bon état que par seulement 25.4% des répondants.

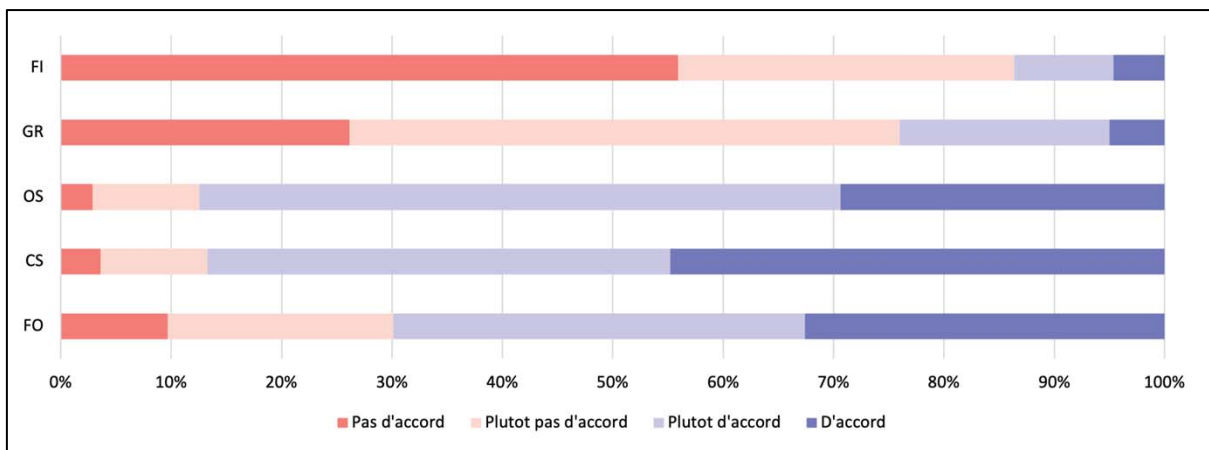


Figure 68. Position face à l'affirmation « cet environnement présente un risque d'incendie »

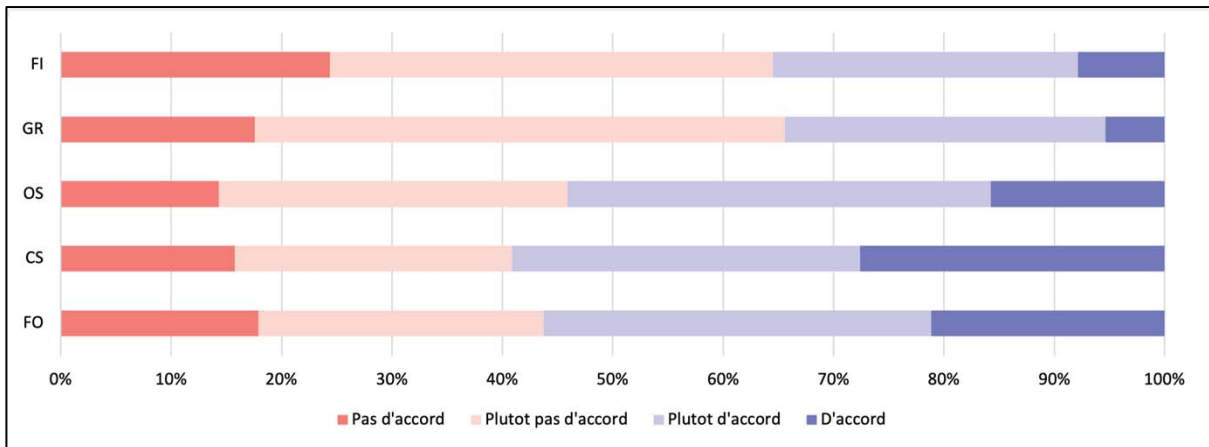


Figure 69. Position face à l'affirmation « cet environnement abrite une faune qui peut faire des dégâts »

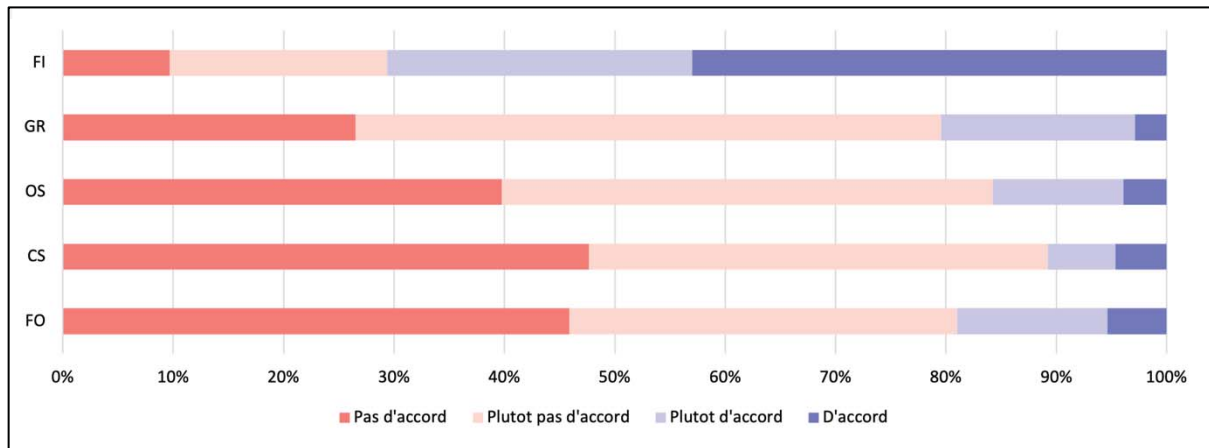


Figure 70. Position face à l'affirmation « cet environnement présente un risque d'érosion des sols »

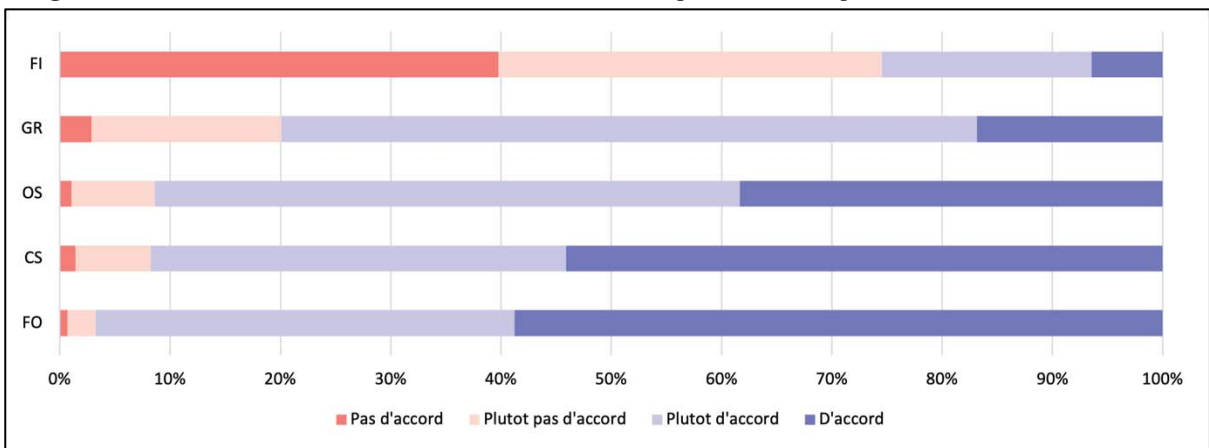


Figure 71. Position face à l'affirmation « dans cet environnement la biodiversité est en bon état »

3.4. Positions des répondants quant au devenir des friches

Lorsqu'ils sont questionnés sur le devenir des friches, les répondants se positionnent en défaveur de l'artificialisation : 3.6% sont « plutôt d'accord » ou « d'accord » que ces zones soient rendues constructibles (figure 72). Une majorité est favorable à ce que les friches deviennent des vergers, des prairies pour l'élevage, qu'elles soient débroussaillées régulièrement ou gérées pour l'exploitation forestière. En revanche une minorité est favorable à ce qu'elles évoluent sans intervention ou qu'elles soient mises en culture.

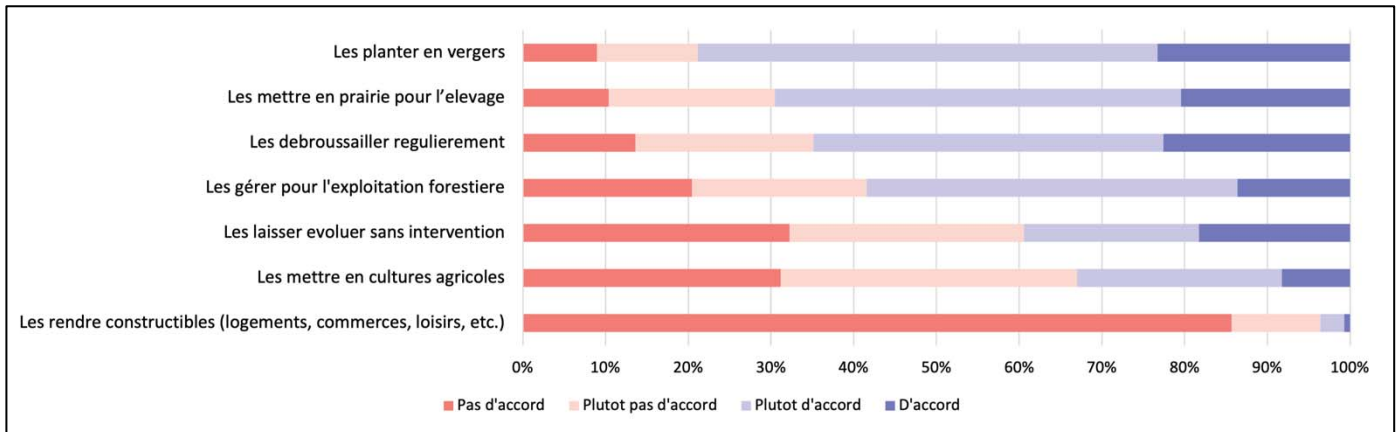


Figure 72. Avis des répondants sur ce qu'il convient de faire de ces zones de friches

3.5. Certains répondants en faveur de laisser les écosystèmes sans intervention

Afin de déterminer si certaines caractéristiques des répondants permettent d'expliquer leur position en faveur ou en défaveur de laisser les zones de friches évoluer sans intervention, donc librement, les réponses sont regardées en fonction de leur réponse aux questions précédentes et de leurs caractéristiques (âge, durée de vie dans la commune, CSP).

Les activités pratiquées par les répondants influencent peu leur réponse (annexe 11). En particulier, les répondants qui disent « observer la nature » tous les jours et ceux qui disent le faire « jamais ou une fois par an » ont les mêmes proportions de faveur et défaveur de laisser les friches sans intervention. Seuls ceux n'allant jamais récolter des fruits, de plantes ou du bois semblent plus en défaveur que ceux pratiquant cette activité.

Dans plusieurs cas, il n'y a pas de consensus sur le lien entre écosystèmes et des SE ou des DSE, par exemple, 58.4% des répondants jugent OS adapté à la pratique du sport (figure 64) et 59.1% trouvent que CS abrite une faune qui fait des dégâts (figure 69). Il apparaît que les répondants jugeant OS adapté à la pratique sportive et ceux considérant que CS n'abrite pas de faune qui fait des dégâts sont plus enclins à être en faveur de friche laissées sans intervention (figure 73 et figure 74).

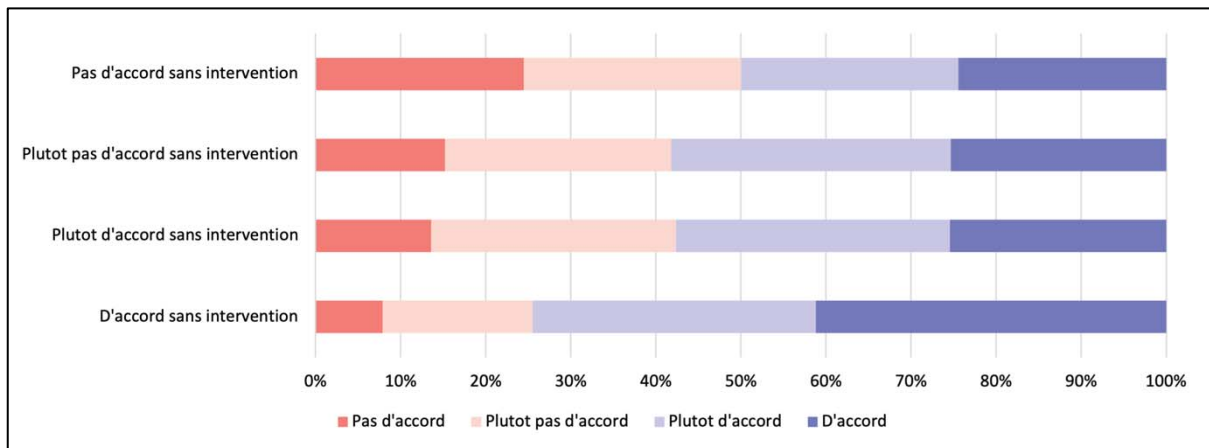


Figure 73. Position face à l'affirmation « les friches devraient être laissées sans intervention » si d'accord ou non avec l'affirmation « OS est adapté à la pratique sportive »

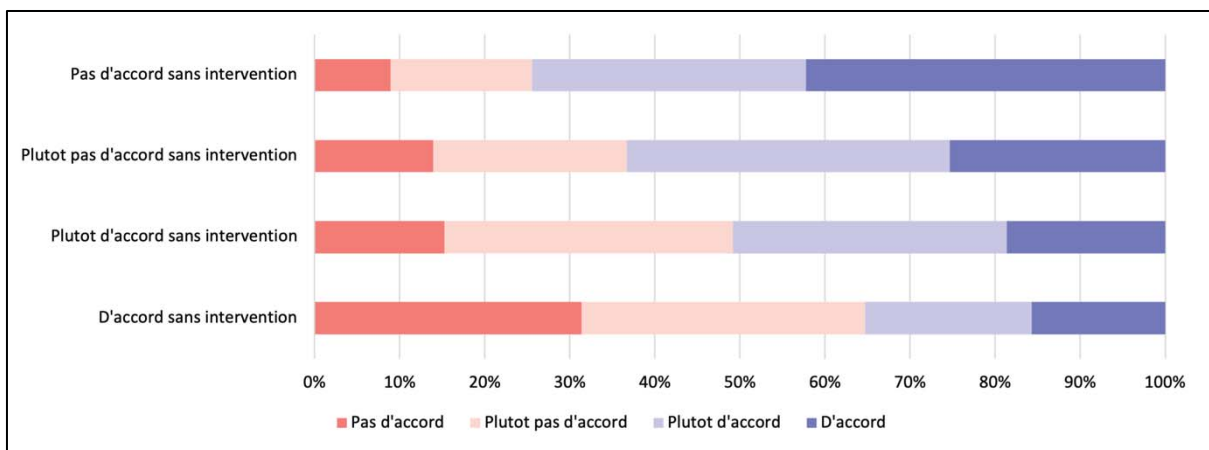


Figure 74. Position face à l'affirmation « les friches devraient être laissées sans intervention » si d'accord ou non avec l'affirmation « CS abrite une faune qui fait des dégâts »

Enfin, on observe un lien entre l'âge, la durée d'habitation dans la commune et la CSP et la position par rapport à la non-intervention (figures 75, 76, et 77). Les groupes qui tendent à être en faveur sont les 10 – 45 ans, ceux ayant vécu dans leur commune entre 0 et 20 ans et les cadres, les professions intellectuelles supérieures et les professions intermédiaires. Les groupes qui tendent à être en défaveur les 45 ans et plus, ceux ayant vécu dans leur commune au moins 20 ans et les commerçants, artisans, chefs d'entreprise, employés et retraités.

Il faut prendre en compte en commentant l'influence de ces différentes caractéristiques qu'elles sont corrélées (figure 2 annexe 10) : les retraités ont des âges avancés et vivent dans leur commune depuis plusieurs décennies et les 26-35 ans habitent majoritairement sur leur commune depuis moins de 5 ans.

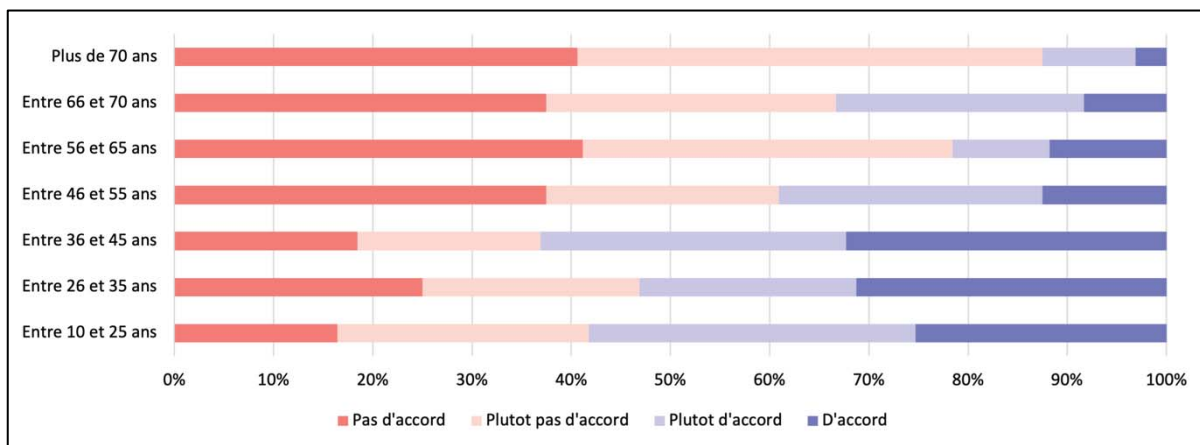


Figure 75. En faveur de laisser sans intervention en fonction de l'âge

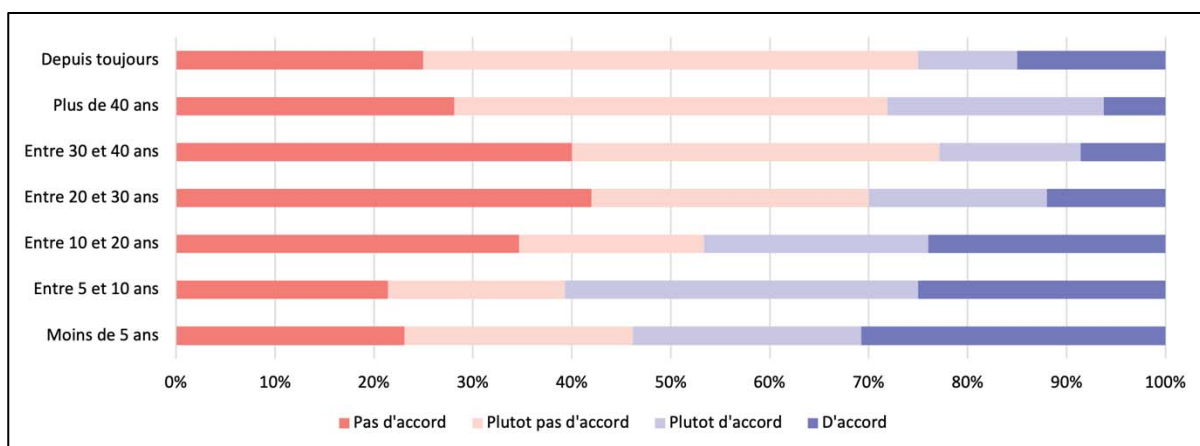


Figure 76. En faveur de laisser sans intervention en fonction de la durée de vie sur la commune

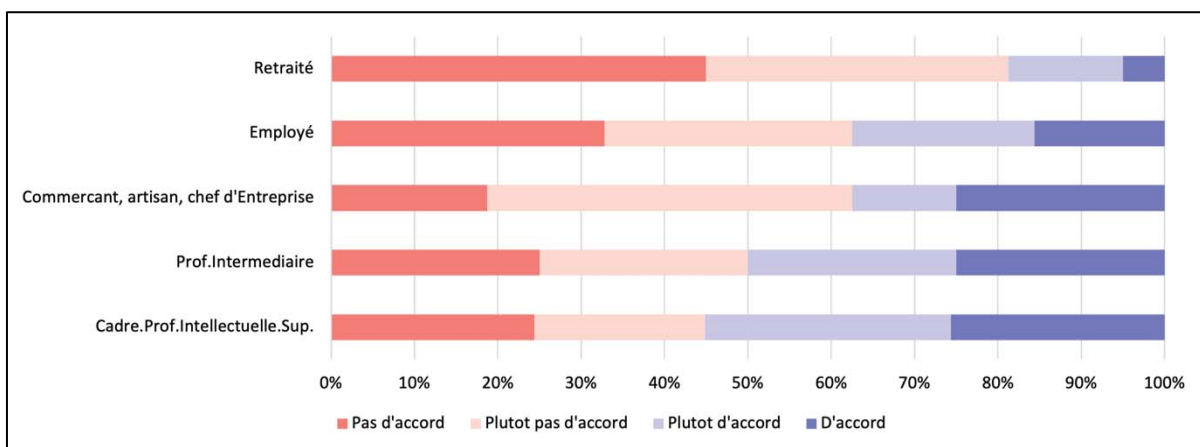


Figure 77. En faveur de laisser sans intervention en fonction de la CSP

4. Discussion des résultats

4.1. Les paysages plus boisés ne sont pas jugés moins beaux ou typiques

Avant de discuter les résultats des réponses concernant les milieux boisés dans le paysage il est nécessaire de souligner que les photos présentées ne sont pas celle d'une même vue dont le boisement est modifié artificiellement (pour des exemples de cette méthode voir Hunziker et al. (2008)). Cela signifie que d'autres éléments que le degré de boisement changent sur la photo et que l'analyse des réponses doit être précautionneuse quant à l'effet de ce degré de boisement.

Il y a très peu de différence de réponse quant à la beauté des quatre vues. Ce résultat est surprenant car l'hypothèse émise était que les vues moins boisées (B1, B2) seraient jugées plus belles (SE esthétique) que celles plus boisées (B3, B4). Plusieurs explications peuvent être avancées pour expliquer ces résultats. Premièrement, le chapitre précédent indique que les zones en succession sont liées à un DSE d'esthétique mais ceci est mis en avant seulement par une partie des interlocuteurs, le panel de répondants ici peut avoir une position différente puisqu'elles sont dépendantes des personnes interrogées (Gómez-Limón & Fernández, 1999). Deuxièmement, des photos de paysages sont utilisés ici, or l'échelle à laquelle les écosystèmes sont considérés joue sur leurs perceptions (Hunziker, 1995). Il est donc possible que le DSE esthétique soit attaché à une échelle plus fine (par exemple la parcelle). Troisièmement comme indiqué au début de ce chapitre, la préférence pour un paysage passe par plusieurs variables, Sevenant et Antrop (Sevenant & Antrop, 2010) proposant : naturel, perturbé, ouvert, *well cared for*, complexe, cohérent, urbanisé et typique. Il y a très peu de différence dans les réponses vis-à-vis du caractère typique des vues. Cela rejette donc aussi l'hypothèse de départ qui était que les zones boisées sont moins représentatives et emblématiques de la zone d'étude. Cela amène à conclure que d'autres variables que la typicité jouent ici sur la préférence. Il est également possible que le panel de personnes interrogées par le questionnaire se différencie de la position des acteurs du chapitre précédent et trouvent que les zones boisées sont aussi caractéristiques du territoire que celles ouvertes.

Enfin, conformément à l'hypothèse émise, une part importante des répondants trouvent que l'augmentation du degré de boisement est négativement liée aux activités économiques. L'activité économique semble donc rattachée aux pratiques agricoles et non aux zones boisées, comme dans d'autres cas relevant que les zones agricoles sont jugées plus productives que celles boisées (Benjamin et al., 2007; Ruskule et al., 2013).

4.2. Des dissensus quant aux SE et DSE que rendent les stades de succession

Tous les répondants ne sont pas d'accord sur les SE et DSE issus des stades de succession bien que cela dépende des SE et DSE en question. Il existe peu d'exemple où le lien entre des SE et DES, et différents écosystèmes y compris des stades de succession est évalué par la population. Des approches similaires existent questionnant leur perception via des termes, par exemple chez Benjamin et al. (2007) il s'agit de propre, beau, varié, plaisant, relaxant, fierté, commun, naturel, productive ; et chez Ruskule et al. (2013) de : usage inefficace, désolation, honte, naturalité, apprécier le retour de la nature. L'approche par les SE et DES se différencie en ce qu'elle s'intéresse aux interactions entre les écosystèmes et les personnes interrogées. Les résultats préliminaires présentés précédemment montrent donc que certains écosystèmes sont jugés adaptés et d'autres non. Ils montrent aussi que pour certains écosystèmes les réponses des habitants sont partagées : une partie des répondants juge qu'ils rendent ces SE et DSE alors qu'une autre partie exprime le contraire.

Pour le SE « *observer la nature* », les réponses sont homogènes et positives pour tous les écosystèmes sauf FI ; à la différence de « *passer des moments dans la nature* » où les réponses pour FO et GR sont équivalentes et positives et FI est considéré non adapté par une majorité. Une interprétation est que tous les écosystèmes hormis FI sont considérés comme naturels, et donc adaptés pour observer la nature. En revanche « *passer des moments dans la nature* » donc l'intitulé incluait « *se promener, s'y reposer, jouer* » implique de se déplacer et dans ce cas la difficulté de déplacement liée à la végétation arbustive et buissonnante rend OS et CS moins favorables. L'enjeu de l'accessibilité expliquerait aussi les résultats pour « *pratiquer une activité sportive* » : CS serait jugé non adapté par une majorité car peu accessible, FI, GR et OS sont équivalents et FO est jugé adapté par une majorité peut-être du fait de l'ombre apportée par les grands arbres. Pour le SE « *récolter des fruits, des plantes ou du bois* », FI est jugé non adapté par une majorité ce qui peut s'expliquer car un champ n'offre pas beaucoup à récolter, FO et CS sont jugés plus favorables car il y a une végétation dense, et de nombreuses ressources.

Plusieurs questions sur les SE amènent des réponses partagées, en particulier (1) le lien entre FI et la nature, (2) la quasi-absence de consensus quant aux écosystèmes adaptés à la pratique sportive, et (3) la même absence de consensus pour la récolte des fruits, plantes ou bois.

Les réponses pour la pratique de la chasse se rapprochent de « *observer la nature* » : FI est jugé moins adapté que les quatre autres écosystèmes. Cependant la majorité des répondants trouvent que tous les écosystèmes sont inadaptés. Ce résultat doit être considéré en prenant en compte que très peu de répondants pratiquent parfois une activité de chasse (2.5%). Certains répondants expriment donc sans doute leur opinion par rapport à cette activité qu'ils jugent négativement.

Concernant les DSE il y a d'abord une distinction entre milieux ouverts (FI, GR) et milieux fermés (OS, CS et FO) pour « *présente un risque d'incendie* » et « *peut abriter une faune qui fait des dégâts* ». Bien que cela soit plus net pour le premier que pour le second, les milieux ouverts sont majoritairement jugés moins porteurs de risque que les milieux fermés. Cependant les réponses sont partagées et invitent à approfondir par la suite les caractéristiques des répondants qui influencent ce positionnement.

Pour le DSE « *risque d'érosion* » une distinction est inverse des deux autres DES est faite : dans la majorité FI est jugé risqué et les quatre autres écosystèmes sont jugés non risqués. L'absence de sol nu et la présence d'une végétation (herbacée, arbustive, arborée) amèneraient les répondants à ne pas détecter un risque d'érosion.

Enfin pour l'état de la biodiversité dont les réponses sont très homogènes, la même distinction semble être faite : dans FI elle n'est pas en bon état et elle l'est en GR, OS, CS et FO. Plus l'écosystème est proche de l'état forestier plus les répondants identifient une biodiversité en bon état ; et pour la majorité des personnes interrogées un champs ne présente pas une biodiversité en bon état. Les effets négatifs de l'agriculture intensive sur la faune et la flore sont donc connus.

4.3. Le devenir des friches : préférence pour la gestion et rejet de la construction

La préférence pour les scénarii proposés apparaît guidée par un rejet d'une intervention humaine forte (artificialisation, grandes cultures). Ce rejet pourrait être alimenté par un souhait de limiter les atteintes à la biodiversité mais la libre évolution (qui amène des friches) n'est pas souhaitée autant que le pâturage par exemple, or la biodiversité est jugée en bon état dans GR, OS, CS et FO par une majorité de répondant. Ceci indiquerait que ces préférences de scénarii ne relèvent pas que de l'état perçu de la biodiversité. Un autre élément explicatif de la préférence pour l'arboriculture ou l'élevage peut aussi être l'attachement à des cultures qui ont décliné (verger) ou qui tendent à diminuer (pâturage).

Cependant, la présence d'une forme de gestion est plébiscitée qu'elle soit agricole (vergers, pâturage) ou d'entretien (débroussaillage régulier). La préférence ne relève donc pas que du regret envers les activités agricoles historiques.

4.4. L'évolution des écosystèmes sans intervention : l'âge et la CSP ont plus d'influence que les activités pratiquées

Être d'accord avec une non-gestion, autrement dit laisser des écosystèmes évoluer sans intervention, partage les répondants. Les résultats permettent d'explorer les explications de cette position.

Aucune différence marquée n'apparaît dans les réponses lorsqu'elles sont mises en relation avec la fréquence de pratique des SE, *ie* entre une personne faisant du sport dans la nature tous les jours ou une fois par an, ou une personne observant la nature tous les jours ou jamais, les préférences pour la non-intervention ne changent pas. Ce qui peut paraître surprenant : ceux et celles observant la nature quotidiennement pourraient être plus « ecocentrique » (Gagnon Thompson & Barton, 1994) que ceux ne passant jamais de temps à l'observer ; et les personnes écocentriques sont plus favorables à l'abandon agricole (Benjamin et al., 2007). Cependant, Bauer et al. (2009) identifient parmi quatre catégories de relation à la nature des « *nature-connected users* » et des « *nature-lovers* » ; et les premiers ont à la fois une relation utilitariste à la nature et en même temps se sentent émotionnellement connectés à la nature, ils souhaitent que la nature ne change pas et préfèrent quand elle a l'air propre. Les seconds encouragent l'idée de laisser la nature se développer librement sans action humaine. Ces relations peuvent être présentes parmi les répondants expliquant qu'ils peuvent observer la nature quotidiennement sans souhaiter qu'elles soit non-gérée.

La perception des SE et DSE rendu par la végétation arbustive et buissonnante (OS et CS) en revanche semble être liée à la préférence pour la non-intervention. Bien que je n'ai pas regardé pour tous les SE et DSE, les résultats tendent à montrer que lorsque les répondants perçoivent OS et CS comme étant source de SE et non source de DSE alors ils sont en accord avec la non-intervention. Des analyses supplémentaires permettraient d'étayer ce point.

Enfin, il apparaît que l'âge des répondants influencent leur perception : les personnes les plus âgées sont moins favorables à la non-intervention. Cependant, l'âge des répondants est corrélé avec leur durée de vie sur la commune et leur CSP, ce n'est donc pas le seul facteur explicatif : les répondants arrivés plus récemment dans la commune et les CSP plus élevées sont plus d'accord avec la non-intervention.

5. Conclusion

Ce chapitre présente une première analyse des résultats d'un questionnaire en ligne, largement diffusé dans la zone d'étude. Le questionnaire visait à déterminer si les milieux boisés et les différents stades de succession post-agricole étaient associés par les habitants à des SE, des DSE et un bon état de la biodiversité. Il cherchait aussi à renseigner leurs préférences quant à la gestion future des parcelles abandonnées.

Les 279 réponses au questionnaire montrent que des éléments font consensus, *ie* une majorité des répondants est en accord ou en désaccord avec les énoncés, par exemple que le stade forestier est adapté pour passer des moments dans la nature ; alors que d'autres font dissensus, *ie* une partie des répondants est en accord et une partie en désaccord avec les énoncés, par exemple qu'un stade buissonnant et arbustif peu dense soit adapté pour récolter des fruits, des plantes ou du bois.

Le lien entre certains SE ou DSE (en particulier esthétique, observer la nature et risque d'érosion) et différents stades de succession entraîne les mêmes réponses indiquant que tous ces stades rendent tous ces SE ou DSE.

Enfin, les options de gestion préférées sont les vergers et les prairies pour l'élevage. Les répondants divergent quant à l'option de non-gestion et les personnes jeunes, récemment arrivées dans la zone, les cadres et les professions intermédiaires tendent à y être plus favorables.

Les caractéristiques des répondants pouvant expliquer leur position vis-à-vis de (1) le lien entre stades de succession, SE, DSE et (2) les différentes options de gestion seront analysées dans un travail de recherche futur.

Discussion générale

La thèse est structurée selon le schéma présenté dans la figure 78. Chaque partie de la thèse a permis d'éclairer une étape de ce schéma et de répondre aux questions suivantes : (1) quelle est l'ampleur de l'abandon et de l'expansion forestière dans le territoire d'étude ? Comment celui-ci a-t-il changé durant les sept dernières décennies ? (2) Comment les SE et DSE d'intérêt varient-ils pendant la succession post-abandon ? (3) Quels SE et DSE sont rendus par les écosystèmes post-abandon d'après les acteurs du territoire ? Comment perçoivent-ils ce changement et comment peut-il être géré ?

Cette discussion générale récapitule les principaux résultats des trois parties de la thèse. Ils sont ensuite mis en regard et discutés, avec un focus sur (i) l'ampleur des changements d'occupation des sols et leurs perceptions par les acteurs du territoire, (ii) la comparaison des résultats d'évaluation de SE par approche écologique et par approche sociale, (iii) le lien entre biodiversité, SE, DSE et humains, (iv) les bénéficiaires des SE et DSE dans un territoire qui a changé et (v) les choix de gestion des espaces abandonnés.

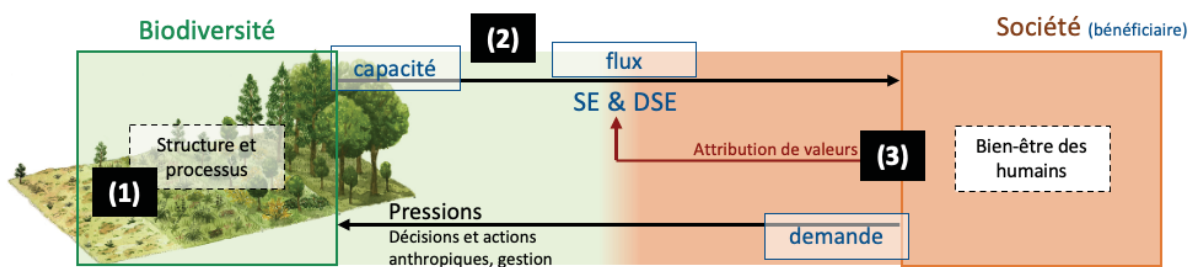


Figure 78. Les questions de recherche intégrées au schéma du cycle reliant la biodiversité et les humains bénéficiaires de SE.

1. Appréhender l'abandon agricole et les effets de la dynamique végétale sur les SE et DSE : apport de la recherche

La **partie 1** de la thèse a montré que la zone d'étude a connu d'important changements d'occupation de sols depuis 1946. Cette zone de 166km² est située à la jonction de plusieurs systèmes : la plaine de la Limagne et la chaîne des puys ainsi que du massif des Monts d'or. Elle est caractéristique des pays coupés où les massifs à l'ouest et la plaine à l'est sont liés par un enchaînement de vallées. Elle était en grande majorité dédiée à de l'activité agricole en 1946 (céréales, polyculture, élevage, arboriculture). En presque 75 ans, 23% des zones agricoles ont arrêté d'être utilisées et une végétation arbustive et buissonnante puis boisée s'est développée. Celles-ci représentent aujourd'hui 34.71% de la zone. Deux autres changements d'occupation des sols majeurs ont lieu durant cette période : de l'urbanisation, les zones urbaines étant passées de 2.02% en 1946 à 12.43% en 2019, et de l'intensification agricole.

Ces changements d'occupation des sols vont de pair avec des changements démographiques. La population a diminué de plus de moitié entre la fin du XVIIIe et la moitié du XXe siècle entraînant notamment une diminution de la main d'œuvre agricole ce qui participe à expliquer l'abandon. Depuis 1946 et surtout depuis la fin de années 1960 la population augmente considérablement. Cette augmentation est parallèle à l'augmentation des zones urbaines, représentative d'un phénomène de

périurbanisation. La part de la population pratiquant une activité agricole, elle, diminue sur la même période.

Il s'agit donc d'une zone à la fois représentative de plusieurs tendances européennes (abandon agricole et expansion forestière, urbanisation et intensification agricole) ; et avec des caractéristiques locales des pays coupés (relief et pratique agricoles historiques en particulier la vigne et l'arboriculture).

Il y a donc de l'expansion forestière et des changements de végétation avec l'avancée de la succession entraînant la présence de plusieurs stades. Quels effets cela a sur les services écosystémiques et les disservices écosystémiques ? L'approche choisie dans cette thèse pour répondre à cette question est double : une évaluation par des données écologiques et une évaluation sociale. Elles ont été développées en partie 2 et en partie 3.

La **partie 2** de la thèse aborde les effets de l'abandon des usages et de la succession qui suit via une approche écologique de l'évaluation des SE et des mesures *in situ*. Comment la succession végétale, représentée par plusieurs stades, affecte-t-elle les SE ? Je me suis intéressée à trois SE : la qualité du sol, le stockage du carbone et la limitation de l'érosion. Ces trois SE sont mesurés, soit directement, soit indirectement via des proxys, dans des parcelles présentant différents stades de succession. Les relevés des espèces végétales dans ces parcelles confirment la transition depuis des stades dominés par une végétation herbacée vers des écosystèmes à la végétation arbustive et buissonnante, d'abord éparse puis dense, et enfin à une végétation arborée et forestière.

Les résultats montrent que la qualité du sol ne s'améliore pas fortement au cours de la succession, contrairement aux hypothèses émises. Les changements au sein de la communauté végétale au cours de la succession entraînent une faible augmentation des teneurs en carbone organique du sol, comme en azote, en phosphore et, diminuent le pH. Des paramètres clés de la qualité du sol apparaissent d'avantage dépendant de la parcelle, ce qui peut être expliquée par la texture du sol et notamment son pourcentage d'argiles, mais aussi par l'histoire agricole de la parcelle sur laquelle je ne dispose pas d'information précise.

Le stock de carbone augmente d'un bout à l'autre de la succession conformément à l'hypothèse émise et le dernier stade stocke en moyenne $314.19 \text{ tC ha}^{-1}$. Les stades de succession se distinguent par leur stock de carbone et la répartition du carbone dans les différents compartiments (aérien, souterrain, biomasse morte et sol). Néanmoins, il y a beaucoup de variations au sein des stades (par exemple pour le dernier stade $\text{min} = 125.71 \text{ tC ha}^{-1}$, $\text{max} = 535.82 \text{ tC ha}^{-1}$) indiquant que d'autres facteurs sont à prendre en compte. L'exposition des parcelles ressort comme un facteur explicatif : celles situées au sud et à l'ouest stockent plus de carbone. Enfin, c'est le compartiment aérien qui a la plus forte influence sur les variations de stock de carbone total, alors que le stock de carbone du sol ne varie pas avec la succession.

La limitation de l'érosion, approchée par la sensibilité du sol à l'érosion (érodabilité du sol) et la protection apportée par les strates de végétation (indice de strate), est plus faible dans les parcelles gérées (pâturées) que dans tous les stades de succession post abandon. En effet, la sensibilité du sol a tendance à augmenter au cours de la succession mais cette augmentation est faible et il y a une importante variation au sein des stades. En revanche, l'indice de strate est considérablement plus élevé dans les stades de succession intermédiaires et matures.

Ces trois SE (ou leur proxys) varient donc simultanément lors de la succession post-abandon, avec une tendance nette surtout pour le stock total de carbone et le recouvrement stratifié de la végétation tandis que les proxys de SE liés au sol varient moins.

La **partie 3** de la thèse aborde la problématique via une approche sociale de l'évaluation des SE focalisée sur les perceptions des acteurs. Elle montre tout d'abord que, lors d'entretiens ouverts avec des gestionnaires, des élus locaux et des arboriculteurs, les différents stades de succession sont

difficilement identifiables par ces acteurs du territoire. Pour évoquer ces écosystèmes, ceux-ci utilisent un vocabulaire diversifié incluant des termes comme « *nature* », « *verdure* » ou « *végétation* » qui comprend tous les stades de succession. Différents SE et DSE sont associés à ces écosystèmes par les acteurs et cela indique que leur perception de l'abandon et de la succession n'est pas seulement négative ou positive. Différents groupes d'acteurs mentionnent différents SE et DSE confirmant que la perception des bienfaits et des nuisances dépend de la profession exercée et du type d'implication dans le territoire (gestion environnementale, administration locale, agriculture). La perception de ces écosystèmes abandonnés est aussi influencée par d'autres facteurs : le regret des activités agricoles déclinantes, le non-contrôle sur la trajectoire des écosystèmes, les autres changements d'occupation des sols et les contraintes présentes sur le territoire. Les réponses de 279 habitants à un questionnaire en ligne montrent qu'il y a des désaccords entre eux sur le lien entre certains stades et les SE et DSE.

Il ressort de l'ensemble de ces résultats que les stades de succession ne sont peu liés à des SE de production. Certains habitants y récoltent des fruits, des plantes et du bois mais les écosystèmes boisés ne sont pas associés à des activités économiques. Les acteurs et habitants identifient des SE de régulation associés aux stades de succession post-agricole. Certains les voient toutefois comme abritant une faune qui fait de dégâts et augmentant les risques d'incendie. Enfin pour les dimensions culturelles, esthétiques et récréatives, les écosystèmes arbustifs et boisés sont associés à des activités récréatives et sportives et constituent un cadre agréable, mais ils sont aussi perçus comme un obstacle à ces activités et une détérioration de l'esthétique. En caractérisant les différents stades par des photos, il apparaît que le SE de récréation « activité sportive » n'est pas associé à tous les stades contrairement au SE « passer des moments dans la nature » selon une majorité de répondants.

Enfin, la partie 3 aborde la problématique de la gestion ou de la non-gestion des zones abandonnées qui se reboisent. Il y a un rejet de l'artificialisation, de la construction et de l'agriculture intensive associée ici aux grandes cultures de plein champ. Le questionnaire montre que le devenir des zones de friches le plus plébiscité est leur plantation en verger et les acteurs expriment lors de entretiens un regret des activités agricoles historiques dont l'arboriculture fait partie. Enfin une préférence pour de la gestion par rapport à de la non-gestion ressort de ces résultats. Le positionnement en faveur de la non-gestion apparaît négativement lié à l'âge et à la durée de vie sur la commune.

2. Perception de l'ampleur des changements d'occupation des sols

Les acteurs du territoire interrogés parlent de changements d'occupation des sols ayant lieu dans la zone d'étude (chapitre 5), en premier lieu de l'abandon agricole mais aussi de l'urbanisation et de l'intensification agricole. Il a déjà été rapporté que les acteurs d'un territoire peuvent avoir une compréhension exhaustive des modifications de leur territoire (Ariti et al., 2015) mais il n'y a pas toujours correspondance entre les changements ayant lieu et ceux perçus. Par exemple Dallimer et al. (2009) étudient l'évolution agricole d'une région anglaise et montrent que les acteurs interrogés identifient de nombreux changements en cohérence avec les données historiques. Toutefois, ceux-ci rapportent une diminution des landes à buissons et de la main d'œuvre rurale qui n'a pas eu lieu. La cartographie diachronique (chapitre 2) confirme que ces trois évolutions (abandon, intensification, artificialisation) ont eu lieu entre 1946 et 2019 dans la zone d'étude. Ces données sont essentielles puisqu'il a été montré que l'identification de ces changements est une étape indispensable de leur prise en compte dans la gestion du territoire (Hanley et al., 2009).

3. Mise en regard des approches écologique et sociale de l'évaluation des SE

La variation des SE et DSE avec la succession post-abandon a été abordée par trois jeux de données : des données issues de mesures in situ de la capacité ou du flux en SE, les SE et DSE cités par

les acteurs dans les entretiens, et les réponses d’habitants au questionnaire en ligne (figure 79). Ils apportent tous les trois des informations sur l’effet de l’abandon et de la succession sur les SE ainsi que sur la façon dont ces effets sont perçus.

Des trois SE ayant fait l’objet d’une évaluation écologique (la qualité du sol, le stockage du carbone et la limitation de l’érosion) deux d’entre eux ont été identifiés comme importants dans les données acquises auprès des acteurs.

Si l’on s’intéresse aux effets de la succession dans son ensemble les différents jeux de données aboutissent à des conclusions similaires. Pour le stock de carbone les différents jeux de données se complètent et indiquent une même tendance. Le stock de carbone mesuré *in situ* augmente, les écosystèmes de fin de succession en stockent plus que ceux de début de succession. Les enquêtes auprès des acteurs montrent qu’ils associent les écosystèmes issus de la succession avec une augmentation du stock de carbone.

Les tendances quant à l’évaluation écologique de la limitation de l’érosion ne sont pas unidirectionnelles mais ce SE tend à s’améliorer au cours de la succession. L’évaluation sociale montre que les acteurs du territoire associent les écosystèmes arbustifs et boisés avec une meilleure protection contre l’érosion et les chutes de pierres ; elle montre aussi que les habitants jugent que les écosystèmes arbustifs et boisés ne présentent pas de risque d’érosion. Les deux évaluations tendent donc vers les mêmes conclusions.

Concernant la qualité du sol, les données montrent qu’elle est influencée par la succession mais faiblement. Les écosystèmes de début de succession ne présentent pas de différences fortes par rapport à ceux de fin de succession, et ce, pour plusieurs paramètres (MO, azote, phosphore, capacité de rétention en eau). L’évaluation sociale montre que les acteurs n’identifient pas les écosystèmes issus de la succession comme rendant un SE d’amélioration ou de maintien de qualité du sol. Mais l’utilisation de ces sols pour l’agriculture est évoquée via l’expression d’un regret de disparition de certaines activités (arboriculture, viticulture). Si l’enjeu du sol ne ressort pas à proprement parler, la question du caractère approprié de ces terrains pour ces activités est sous-jacente.

En proposant de comparer une évaluation objective et une évaluation subjective des changements de SE (mesures *versus* perceptions) Aretano et al. (2013) expliquent que plusieurs cas de figure peuvent émerger de cette analyse : les deux évaluations peuvent correspondre ou non, et le cas le plus problématique est quand des changements de SE ont lieu mais qu’ils ne sont pas perçus. Par exemple la fourniture d’un SE peut diminuer à cause d’un changement de gestion mais si cette diminution n’est pas perçue alors la gestion n’est pas remise en question ou adaptée pour maintenir le SE. Pour ce qui est des effets de l’abandon et de la succession sur ces trois SE observés dans ce travail (tableau 34) on constate donc qu’il y a une bonne correspondance entre les deux types d’évaluations.

	Évaluation écologique - lien avec la succession	Évaluation sociale - lien avec la succession
Qualité du sol	Faible effet positif	SE non mentionné directement
Stock de carbone	Fort effet positif	Effet positif
Limitation de l’érosion	Effet positif	Effet positif

Tableau 34. Conclusions des évaluations écologiques et sociales dans ce travail de thèse



SE et DSE

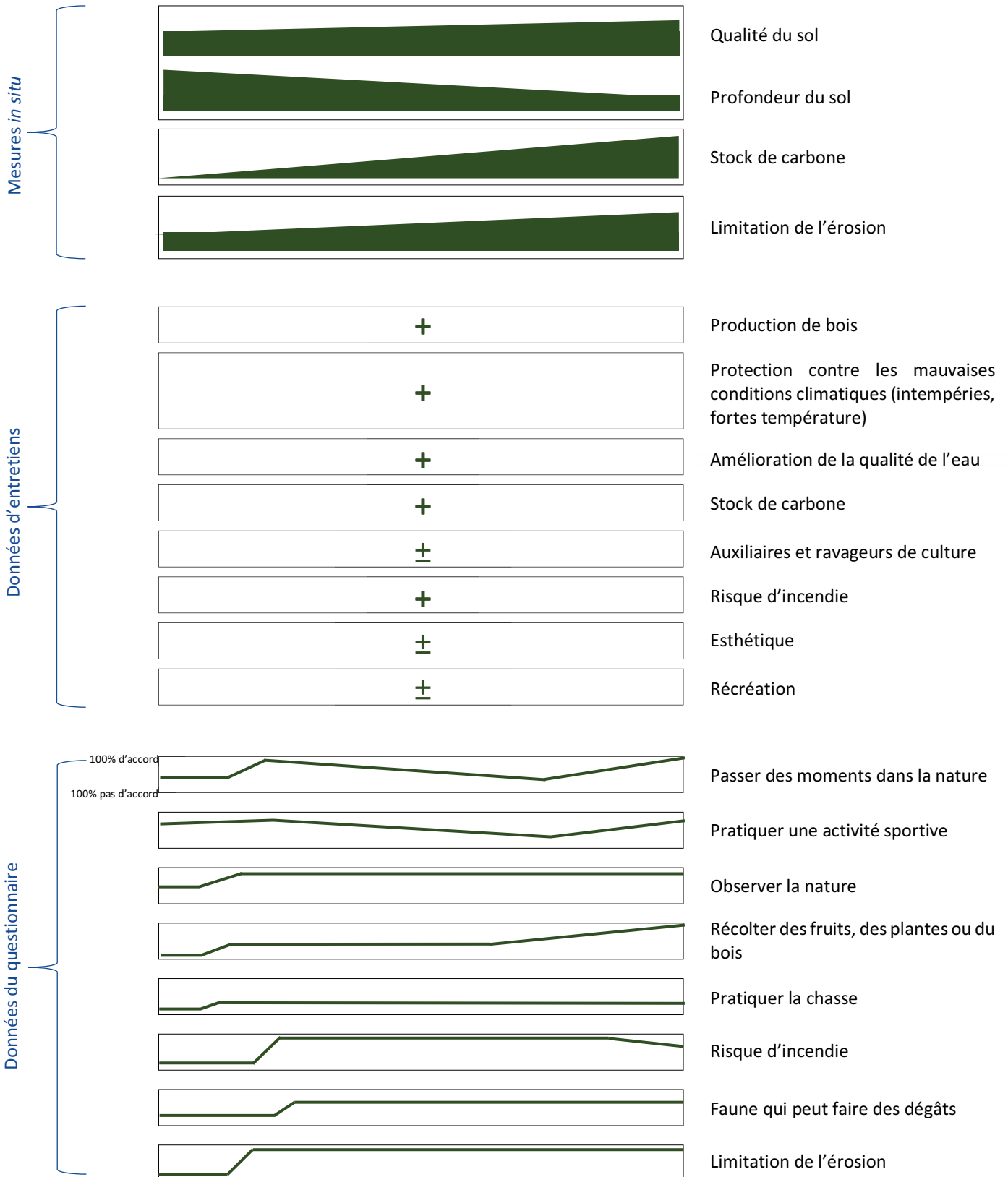


Figure 79. Variation des SE et DSE avec la succession post-abandon dans les différents jeux de données. Les mesures *in situ* présentent les tendances moyennes des SE mesurés, la profondeur du sol est indiquée avec la qualité du sol car bien qu'elle ne soit pas liée à la succession elle a un rôle important dans la capacité de la végétation à pousser sur un sol. Les données d'entretiens ont été présentées avec des + et des ± car je n'ai pas pu faire des associations précises entre stades et niveaux de SE. Les données de questionnaire présentent les réponses des 279 habitants, lorsque le trait est au milieu cela signifie que 50% des répondants pense que le stade rend le SE et que 50% des répondants pense qu'il ne le rend pas.

Lorsque les liens entre les différents stades de succession et les SE sont observés plus précisément en séparant chaque stade, les conclusions des deux évaluations ne peuvent pas être comparées deux à deux principalement car les stades de succession ne sont pas identifiés par les acteurs socio-économiques. En effet, j'ai trouvé que les stades de succession se différencient concernant la quantité de carbone qu'ils stockent, certains paramètres pédologiques et la protection apportée par les strates de végétation (chapitre 4). Mais les entretiens avec les acteurs (chapitre 5) indiquent que la diversité des états de végétation entre la prairie et la forêt est peu distinguée dans leur discours ; et les résultats analysés du questionnaire (chapitre 6) ne montrent pas que les habitants associent différents niveaux de SE à différents stades. Ce que montrent bien en revanche les résultats de l'enquête en ligne, c'est qu'il existe des désaccords parmi les habitants sur la capacité des stades à rendre certains SE et DSE.

4. Le lien entre biodiversité, SE, DSE et humains

La biodiversité englobe toute la diversité biologique, des écosystèmes aux gènes. Les résultats de la thèse indiquent qu'un changement de gestion, en l'occurrence un arrêt de la gestion agricole, entraîne des changements de biodiversité : la composition spécifique de la végétation change, ainsi que le type d'écosystèmes (chapitre 3). Quelles implications pour les SE ai-je trouvé ? A l'échelle de la succession, le changement du type de végétation d'une dominance d'herbacées à celle d'arbustes et d'arbres apparaît plus déterminant que la composition en espèces ou en famille d'espèces. Pour les SE et proxies liés au sol l'effet du changement de végétation est faible. Les processus biologiques et écologiques sont complexes et en particulier quand ils touchent à la pédologie (Bockheim et al., 2005; Phillips, 2017). Cela montre que tirer des conclusions générales sur les effets de l'abandon sur les sols est difficile sans un minimum de mesures *in situ*.

Les entretiens montrent que les différents stades de succession sont peu différenciés par les acteurs, qui parfois englobent tous les stades dans une seule catégorie. Les résultats du questionnaire en ligne indiquent que pour certains habitants certains SE sont rendus par un ensemble de stades de végétations d'ouverts à fermés. De même, les habitants ne marquent pas forcément de différence quant à l'esthétique d'un paysage, le qualificatif de « beau paysage » pouvant être attribué à la fois aux paysages agricoles mais aussi forestiers. Dans une certaine mesure cette diversité d'écosystèmes est perçue comme rendant une même gamme de services.

Les entretiens et le questionnaire montrent que les écosystèmes correspondant à différents stades de succession rendent des SE et des DSE et que la perception n'est pas la même en fonction des personnes interrogées. Notamment les groupes d'acteurs (gestionnaires, élus locaux, arboriculteurs) se différencient à ce sujet. Ces résultats confirment que la biodiversité, appréhendée dans cette thèse par une structure de végétation et des processus écologiques, ne sont pas intrinsèquement sources de bienfaits (fourniture de SE et réduction de DSE) ou de nuisances (fourniture de DSE ou réduction de SE). Ce sont bien les populations humaines qui déterminent si leur bien-être est affecté et comment (Fisher et al., 2009; Shackleton et al., 2016; Vaz et al., 2017).

5. Des acteurs et des habitants bénéficiaires des SE et DSE dans un territoire qui a changé

L'abandon agricole est un phénomène global (S. Li & Li, 2017) mais tous les territoires concernés ne sont pas dans des situations similaires. Le départ de la population d'un territoire à vocation agricole est une cause d'abandon car cela entraîne une baisse de la main d'œuvre, les villages se « vident » alors de leurs habitants (Gouju, 2018; Frei et al., 2022) ; ce cas existe dans certaines

campagnes et zones de montagne (Antofie et al., 2016; O'Rourke, 2019), qui essayent éventuellement de développer le tourisme comme source d'activités économiques (van der Zanden et al., 2018).

La zone d'étude n'est pas dans cette situation. En particulier le territoire gagne en population et ce découplage entre déprise agricole et diminution démographique est déjà relevé par Diry et Mignon à la fin des années 1990 : « *en somme, déprise agricole et déprise humaine se trouvent dissociées, et comme indifférentes l'une à l'autre. C'est là une nouveauté, surprenante de prime abord. Jusqu'ici, il était considéré comme normal que l'enfrichement progresse au rythme du recul démographique : la déprise spatiale était la conséquence directe et immédiate de la déprise humaine et le degré d'abandon se réglait sur le niveau d'affaiblissement des densités démographiques. La logique traditionnellement admise, justifiée et vérifiée, n'a plus cours désormais. La rupture tient probablement à un changement radical du rapport des {humains} à la terre, à relier au processus d'abord lent puis finalement accéléré de liquidation de la petite paysannerie* » (CERAMAC, 2000). La zone d'étude a donc connu un départ d'une population dédiée aux travaux agricoles jusqu'au milieu du XXe siècle puis l'arrivée d'une population urbaine s'installant en milieu rural à proximité de Clermont-Ferrand (chapitre 2). La périurbanisation change la composition de la population et donc son rapport aux écosystèmes présents.

Aujourd'hui, la zone compte peu d'agriculteurs, et les habitants vivant dans les 16 communes sont principalement périurbains, puisque la grande majorité d'entre eux travaille en dehors de leur commune. De plus ils ne pratiquent pas d'activité agricole que ce soit comme activité personnelle ou comme profession. Ceux ayant répondu au questionnaire indiquent qu'ils sortent des centres urbains régulièrement (une fois par semaine, par mois) pour passer des moments dans la nature, pratiquer une activité sportive, observer la nature, plus occasionnellement récolter des plantes, des fruits ou du bois, et très rarement chasser. Différents gestionnaires sont impliqués sur le territoire, ils sont notamment dédiés aux milieux forestiers, aquatiques, agricole, classés (par exemple Natura 2000). J'ai réalisé des entretiens avec plusieurs de ces gestionnaires ainsi qu'avec des agriculteurs. J'ai interrogé des arboriculteurs en agriculture biologique mais sont aussi présents sur le territoire un petit nombre d'arboriculteurs en agriculture conventionnelle et des viticulteurs, et plus nombreux des éleveurs, et des céréaliculteurs dont certains en contrat avec la coopérative Limagrain. Il y donc une demande pour un territoire multifonctionnel, *ie* qui peut fournir de multiple SE simultanément (Manning et al., 2018).

Les résultats combinés des mesures de SE, des observations de terrain, des entretiens et des enquêtes indiquent que les stades de succession fournissent de multiples SE (figure 79). Ceux-ci sont surtout culturels et de régulation et plusieurs études de cas obtiennent les mêmes résultats. Casado-Arzuaga et al. (2013) montrent que dans un milieu périurbain (la *greenbelt* entourant la ville de Bilbao) les écosystèmes sont majoritairement valorisés pour le tourisme, les activités de récréation et, dans une moindre mesure, identifiés comme ayant un effet de purification de l'air et de régulation du climat. De même, Fadila et al. (2021) trouvent en Algérie que des habitants et des gestionnaires d'un territoire péri-urbain considèrent leur forêt avant tout comme source de SE culturels et de régulation.

En 2019 la moitié de la surface de la zone d'étude est toujours dédiée à des activités agricoles. Les zones buissonnantes, arbustives et boisées issues de l'abandon ont donc la potentialité de participer à la multifonctionnalité du territoire qui doit être considérée à une échelle paysagère.

6. Plusieurs options de gestion des espaces abandonnés envisagées dans le territoire

Le cadre conceptuel des SE a pour vocation de permettre une gestion durable des écosystèmes (de Groot et al., 2010). Cette gestion vise une utilisation des ressources répondant aux besoins des populations sans compromettre les besoins des générations futures. Il s'agit donc de maintenir les SE dans le temps. Les choix de gestion des écosystèmes peuvent ensuite être basés sur la fourniture et la demande en SE (Burkhard et al., 2012) et être motivés par l'optimisation de la fourniture de SE (Foley, 2005; de Groot et al., 2010). L'évaluation des SE est en ce sens un appui à la décision, et par exemple,

la vocation de la plateforme Efese¹⁷ (Ministère de l'écologie, 2017). L'IPBES recommande la prise en compte des communautés locales, de la valeur que ces communautés donnent à la nature et l'élaboration de « *systèmes de gestion localement pertinents* »¹⁸ (IPBES, 2019). Cette thèse apporte des connaissances sur les options de gestion envisagées dans le territoire.

Lorsque les activités agricoles déclinent, entraînant une expansion forestière dans un territoire, il y a deux grandes options : la gestion et la non-gestion, et dans le second cas la végétation arbustives et boisées se développe librement (Rodríguez-Carreras et al., 2014). Cette option est envisagée dans le territoire, certains acteurs interrogés en entretien y sont favorables (chapitre 5) et 39% des répondants aux questionnaires sont en accord avec une évolution sans intervention des friches.

Cependant ce résultat du questionnaire montre aussi qu'il y a une préférence des habitants pour la gestion par rapport à la non-gestion. Les choix proposés dans le questionnaire étaient la mise en œuvre de gestions de type agricole, sylvicole ou du débroussaillage. Les grandes cultures ne sont pas plébiscitées et, au contraire, les acteurs expriment une opposition à ce type d'usage agricole intensif. D'après les réponses aux questionnaires, les vergers et les prairies de pâturage sont des modes de gestion agricole plus souhaitées et les entretiens montrent qu'elles sont associées dans la zone avec une agriculture moins intensive. L'usage des zones abandonnées pour des constructions n'est pas désirée, mais les élus locaux expriment en même temps un besoin d'ouvrir des lotissements pour accueillir plus de population. De plus je n'ai pas réalisé d'entretien avec des agriculteurs conventionnels, qui auraient peut-être une autre perception de l'agriculture dite intensive.

La préférence de gestion peut être liée à une demande de production (agricole, sylvicole) bien que l'abandon fasse suite à la diminution de la demande pour un SE de production agricole. Dans la majorité des cas les agriculteurs dans la zone d'étude ne produisent pas pour le territoire. C'est une situation commune pour les zones urbaines et périurbaines dans les pays développés : ils ne dépendent pas de leur territoire pour l'alimentation (Gomez-Baggethun & Groot, 2010; Casado-Arzuaga et al., 2013). Dans la zone d'étude, cette demande d'une production agricole sur le territoire et pour le territoire est tout de même présente, portée par les élus. Depuis 2017, le Grand Clermont (dans lequel la zone d'étude est incluse) et le PNR du Livradois-Forez élaborent un Projet Alimentaire Territorial qui a pour but d'améliorer le taux d'auto-provisionnement du territoire¹⁹.

Cependant la gestion des zones abandonnées n'est pas forcément liée à une demande de production, puisque le débroussaillage régulier est aussi plébiscité. La demande pour une gestion peut donc être motivée pour chercher à limiter les nuisances. Compte tenu des résultats précédents, cela signifie qu'elle viserait à réduire les risques d'incendie, limiter les ravageurs pour les cultures, garantir l'accès aux chemins pour les activités récréatives et améliorer l'esthétique. La question de l'esthétique n'a d'ailleurs pas de réponse univoque : la gestion qui permet un entretien et la non-gestion qui laisse place à la nature face à l'urbain et l'agricole intensif sont toutes les deux suggérées. Les entretiens montrent également que les préférences de gestion sont motivées par le regret d'activités agricoles historiques et l'aversion pour la libre évolution des écosystèmes. Les préférences de gestion ne sont donc pas forcément dirigées par l'optimisation des SE, l'évaluation réalisée dans la zone d'étude montre que la défaveur envers la non-gestion est aussi motivée par des préférences culturelles et une forme d'idéologie. Cette conclusion fait écho à celle de Frei et al. (2022) qui montrent que le débat sur l'expansion forestière en Europe suit des *storylines* par exemple « *l'agriculture extensive garde les*

¹⁷ Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques

¹⁸ IPBES (2019), Le rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques. Résumé à l'intention des décideurs. IPBES secretariat, Bonn, Germany. p.18

¹⁹ Le projet alimentaire territorial du PETR Grand Clermont et du PNR Livradois-Forez <https://www.legrandclermont.com/projet-alimentaire-territorial> [consulté le 29/30/22]

paysages vivants, il faut la maintenir » et « les zones sauvages manquent, l'expansion forestière nous les rend ».

Enfin, les options de gestion sont considérées différemment par les personnes responsables de mener la gestion et celles qui ne le sont pas. En interrogeant des propriétaires de parcelles abandonnées Benjamin et al. (2008) montrent que l'option de « *laisser la nature suivre son cours* » est préférée par les retraités et les personnes propriétaires depuis longtemps montrant « *un certain désintérêt dans la gestion proactive* ». Une arboricultrice et un arboriculteur interrogés lors d'un entretien (chapitre 5) expriment la difficulté de mener une activité agricole sur les coteaux, qu'il s'agisse de vignes ou de vergers. Ils l'expliquent par l'impossibilité de mécaniser l'activité sur ces terrains. La mise en place d'une gestion plébiscitée par des habitants ou des acteurs socio-économiques est, logiquement, dépendante de la présence d'acteurs qui mettraient en place la gestion.

Conclusion et perspectives

Ce travail de recherche a permis d'apporter plusieurs points de connaissance. En premier lieu l'histoire de l'utilisation des sols et de la dynamique d'abandon de la zone d'étude a été approfondie notamment par la production de carte d'occupation des sols (1946 et 2019). De manière générale ces cartes sont essentielles pour comprendre l'évolution des usages et les tendances d'abandon qui comprennent toutes les deux des incertitudes encore aujourd'hui. Les cartes que j'ai produites constituent donc une nouvelle étude de cas qui précise la situation du territoire et peut être comparée avec d'autres régions. Des mesures de services ont ensuite été effectuées *in situ*. Si des niveaux de SE peuvent être déduits de l'occupation du sol, je montre que cette possibilité est limitée pour certains SE car les effets sont dépendants du territoire voire de la parcelle (par exemple concernant la qualité du sol). Enfin, ce travail de thèse renseigne la perception de l'abandon et de la succession : ceux-ci fournissent de nombreux SE selon les acteurs interrogés mais les stades ne sont pas forcément distingués. De plus mes résultats montrent que les autres changements d'occupation des sols du territoire influencent la perception de la succession post-abandon. Enfin, cette thèse apporte des données au sujet de l'abandon, de la succession et des SE dans le Massif central, région moins étudiée à ce sujet que d'autres comme la zone méditerranéenne par exemple.

Les résultats de cette thèse sont aussi destinés au territoire d'étude. Tout au long de ce travail, des contacts ont été établis avec des acteurs du territoire et notamment avec les municipalités. J'ai prêté attention à tisser un réseau d'acteurs avec lequel échanger, aller sur terrain et relayer de l'information (par exemple diffuser le questionnaire, assister à des réunions publiques). Une réunion publique sera d'ailleurs organisée pour présenter les résultats de la thèse qui visent à être utilisés par le territoire d'étude.

Les cartes peuvent être un support de discussion sur l'aménagement du territoire (Monmonier, 1993) et la cartographie diachronique permet de visualiser l'évolution du territoire et de questionner collectivement les causes de ces changements et les scénarii futurs.

Les résultats des entretiens et du questionnaire mettent en lumière la diversité des perceptions et des positions vis-à-vis de l'abandon, de la succession et de ses stades mais aussi sur les autres tendances. La thèse montre que l'expansion forestière est mise en regard des activités agricoles historiques, de l'intensification agricole et de l'urbanisation. Ces informations peuvent permettre de structurer un débat, de proposer des scénarii, éventuellement de les modéliser et de les discuter.

Enfin, des données de capacité de SE associées aux différents stades de succession post-agricole sont apportées au territoire et elles peuvent être intégrées par exemple aux potentialités de stock de carbone et à la réinstallation de l'agriculture. Sur ce deuxième point les résultats de la thèse montrent que la qualité du sol des parcelles abandonnées est appropriée à la mise en culture mais il faut prendre en compte que certaines parcelles ont un sol superficiel et d'autre une pente moyenne à forte. Comme l'ont exprimé certains agriculteurs interrogés, la mécanisation est alors difficile voire impossible. De plus, la réinstallation de l'agriculture plébiscitée par certains habitants invite à se questionner sur le type d'agriculture souhaitée. L'arboriculture et les prairies pour l'élevage sont les gestions obtenant le plus de soutien des habitants interrogés d'après le questionnaire. Cependant ces types d'agriculture peuvent être extensifs ou intensifs (Andrade et al., 2015; Katayama et al., 2019) et les résultats du chapitre 4 montrent que les prairies ont une bonne qualité de sol mais peuvent présenter des risques d'érosion. Le type d'activités agricole et ses potentiels effets négatifs sont des éléments à prendre en compte lorsqu'elles sont réinstallées sur des zones abandonnées (Fayet et al., 2022).

Ce travail de thèse montre la complémentarité des approches écologiques et des approches sociales de l'évaluation des SE. Ensemble elles permettent une meilleure appréhension de la complexité des relations entre les changements d'occupation des sols, leurs effets sur la biodiversité, les conséquences pour le territoire et en retour les choix de gestion des acteurs. L'interdisciplinarité m'a permis de mobiliser les outils conceptuels et méthodologiques de différentes spécialités s'intéressant chacune à une partie ces relations.

Cependant l'interdisciplinarité a aussi des limites et entraîne des difficultés. La première est celle du temps. Qu'il s'agisse de la production des cartes ; de réalisation des entretiens et de leur retranscription, de l'élaboration d'un questionnaire et de sa diffusion ; ou le choix des parcelles d'études, les mesures *in situ* et les prélèvements, les mesures en laboratoire : toutes ces étapes nécessitent un temps incompressible et une formation aux méthodologies. Couvrir un large spectre de questions et de méthodes peut donc limiter l'approfondissement des résultats. Une deuxième difficulté est d'arriver à combiner suffisamment les différentes disciplines pour ne pas simplement mener différentes recherches en parallèle. Il s'agit donc d'approfondir suffisamment chaque partie tout en tissant des liens entre elles. Cette thèse a trouvé un équilibre entre ces deux démarches, mais d'avantage de prise de recul permettra d'enrichir la mise en regard des multiples résultats.

Ce travail de thèse présente donc des limites, la première étant que le croisement des différents types de données et leur discussion avec la littérature reste incomplet. Ensuite, seules des résultats préliminaires du questionnaires sont incluses dans ce manuscrit et le manque d'analyses poussées de ces données limite les conclusions de la thèse. En outre la réalisation d'entretiens supplémentaires plus ciblés et avec d'autres acteurs socio-économiques aurait été souhaitable. Il serait notamment pertinent d'interroger d'autres agriculteurs que les arboriculteurs (des céréaliculteurs, des viticulteurs, des éleveurs), des acteurs du tourisme et de la chasse. Cela permettrait de confirmer mes conclusions et de déceler d'autres discours sur l'abandon et la succession.

Certaines mesures de services *in situ* pourraient être complétées. Concernant la limitation de l'érosion, la prise en compte d'autres paramètres en plus de l'érodabilité et le recouvrement stratifié par la végétation améliorerait l'estimation, particulièrement la pente et l'effet des racines. La mesure du stock de carbone du sol est limitée aux seuls 20 premiers cm de sol, et la qualité du sol serait mieux comprise avec une meilleure connaissance de l'histoire des parcelles.

Ce travail de thèse peut ouvrir des perspectives vers des recherches complémentaires.

La création de carte d'occupation des sols pour des années intermédiaires entre 1946 et 2019 permettraient de préciser l'évolution de la zone d'étude. En effet, les changements entre ces deux années ne sont certainement pas linéaires. Par exemple, il est probable que les surfaces en vergers aient d'abord augmenté (après 1946), avant de diminuer. De même, l'urbanisation a du connaître des phases d'expansion et des phases de stagnation. Une connaissance plus poussée des changements d'occupation des sols pourrait utilement être confrontée aux politiques d'aménagement ou agricole mises en œuvre, par exemple les remembrements ou les évolutions de la PAC. La production de telles données demande du temps mais il existe des projets de recherche visant à automatiser la production de ces cartes d'occupation des sols à partir de photographies aériennes historiques (par exemple le projet ANR HIATUS « Analyse d'images aériennes historiques pour l'étude de l'évolution des territoires »²⁰).

Ces données pourraient accompagner un approfondissement de la perception des changements. En effet, dans les entretiens, les acteurs suggèrent plusieurs causes pour expliquer les changements d'occupation des sols entre autres la crise du phylloxera, les guerres mondiales,

²⁰ Projet ANR HIATUS 2019-2023, Historical Image Analysis for Territory evolUtion Stories, <https://anr-hiatus.github.io/index.html> [consulté le 30/10/22]

l'industrialisation, la modernisation de l'agriculture et la PAC. Toutes jouent un rôle, mais préciser lequel et déterminer quels acteurs avancent quelle cause, et pourquoi, permettraient de mieux cerner la façon dont la compréhension de l'évolution du territoire est construite.

Concernant les mesures de SE, une recherche plus poussée sur l'histoire des parcelles serait précieuse pour mieux comprendre les variations de qualité du sol. Les données pédologiques récoltées dans la zone d'étude pourraient en outre être discutées avec les équipes de recherche travaillant actuellement à l'élaboration d'une carte pédologique de la région. Par ailleurs, le SE de limitation de l'érosion pourrait être précisé par l'application d'autres méthodes de quantification (par exemple avec des méthodes de récupération des eaux de ruissellement).

La mesure de SE supplémentaires dans les différents stades de succession permettra d'évaluer plus rigoureusement les compromis et synergies entre eux. En particulier il apparaît pertinent d'estimer le risque d'incendie et de mesurer l'effet des stades de succession sur le climat local (températures, intempéries). Cette recherche supplémentaire inclurait des mesures au sein des parcelles mais aussi l'application d'outils de modélisation au niveau paysager. Ce type de méthode peuvent aussi être appliquée à une étude de la ressource en eau, pour étudier la façon dont l'expansion forestière la modifie. Une telle démarche pourrait être intégrée dans d'autres recherches régionales par exemple le projet CAPRICE « d'approche interdisciplinaire pour la caractérisation de la ressource en eau de la Chaîne des Puys » porté par plusieurs partenaires²¹ s'intéressant à deux sous-bassins dont la vallée de la Veyre.

Enfin, la zone compte seize communes et leur situation en plaine à l'est et sur le plateau à l'ouest n'est pas la même. Leur démographie aussi bien que leur agriculture ne changent a priori pas de la même manière. Un travail plus fin semble nécessaire pour distinguer leurs spécificités.

²¹ Le Laboratoire Magmas et Volcans (Université Clermont Auvergne, CNRS, IRD, OPGC), le Département de géologie de l'Université de Saint-Étienne et le Centre de recherche ARMINES qui dépend de l'école des Mines de Saint-Étienne <https://lmv.uca.fr/projet-caprice/> [consulté le 29/10/22]

Bibliographie

- Abolina, E., & Luzadis, V. A. (2015). Abandoned agricultural land and its potential for short rotation woody crops in Latvia. *Land Use Policy*, 49, 435–445. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.08.022>
- Acín-Carrera, M., José Marques, M., Carral, P., Álvarez, A. M., López, C., Martín-López, B., & González, J. A. (2013). Impacts of land-use intensity on soil organic carbon content, soil structure and water-holding capacity. *Soil Use and Management*, 29(4), 547–556. <https://doi.org/10.1111/sum.12064>
- Afroz, S., Cramb, R., & Grünbühel, C. (2016). Ideals and institutions: Systemic reasons for the failure of a social forestry program in south-west Bangladesh. *Geoforum*, 77, 161–173. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2016.11.001>
- Agreste. (2021). *Les dossiers. L'occupation du sol entre 1982 et 2018*. Ministère de l'Agriculture.
- Alberti, G., Peressotti, A., Piuissi, P., & Zerbi, G. (2008). Forest ecosystem carbon accumulation during a secondary succession in the Eastern Prealps of Italy. *Forestry*, 81(1), 1–11. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm026>
- Andrade, B. O., Koch, C., Boldrini, I. I., Vélez-Martin, E., Hasenack, H., Hermann, J.-M., Kollmann, J., Pillar, V. D., & Overbeck, G. E. (2015). Grassland degradation and restoration: A conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. *Natureza & Conservação*, 13(2), 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.08.002>
- Angelstam, P., Boresjö-Bronge, L., Mikusiński, G., Sporrang, U., & Wästfelt, A. (2003). Assessing village authenticity with satellite images: A method to identify intact cultural landscapes in Europe. *Ambio*, 32(8), 594–604. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.8.594>
- Antofie, M. M., Barbu, I., Sand, C. S., & Blaj, R. (2016). Traditional orchards in Romania: Case study Fântânele, Sibiu County. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 63(6), 1035–1048. <https://doi.org/10.1007/s10722-015-0299-2>
- Arbelo, C. D., Rodríguez-Rodríguez, A., Guerra, J. A., Mora, J. L., Notario, J. S., & Fuentes, F. (2006). Soil degradation processes and plant colonization in abandoned terraced fields overlying pumice tuffs. *Land Degradation & Development*, 17(6), 571–588. <https://doi.org/10.1002/ldr.735>
- Arbos, P. (1932). La culture des céréales en Limagne. *Annales de géographie*, 41(231), 297–300. <https://doi.org/10.3406/geo.1932.10877>
- Areal, F. J., & Riesgo, L. (2014). Farmers' views on the future of olive farming in Andalusia, Spain. *Land Use Policy*, 36, 543–553. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.10.005>
- Aretano, R., Petrosillo, I., Zaccarelli, N., Semeraro, T., & Zurlini, G. (2013). People perception of landscape change effects on ecosystem services in small Mediterranean islands: A combination of subjective and objective assessments. *Landscape and Urban Planning*, 112, 63–73. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.12.010>
- Ariti, A. T., van Vliet, J., & Verburg, P. H. (2015). Land-use and land-cover changes in the Central Rift Valley of Ethiopia: Assessment of perception and adaptation of stakeholders. *Applied Geography*, 65, 28–37. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.10.002>
- Aryal, D. R., De Jong, B. H. J., Ochoa-Gaona, S., Esparza-Olguin, L., & Mendoza-Vega, J. (2014). Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 195, 220–230. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.005>
- Assandri, G., Morganti, M., Bogliani, G., & Pulido, F. (2017). The value of abandoned olive groves for blackcaps (*Sylvia atricapilla*) in a Mediterranean agroecosystem: A year-round telemetry study. *European Journal of Wildlife Research*, 63(1), 26. <https://doi.org/10.1007/s10344-017-1082-9>
- Avila-Cabadilla, L. D., Sanchez-Azofeifa, G. A., Stoner, K. E., Alvarez-Añorve, M. Y., Quesada, M., & Portillo-Quintero, C. A. (2012). Local and Landscape Factors Determining Occurrence of Phyllostomid Bats in Tropical Secondary Forests. *PLoS ONE*, 7(4), e35228. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035228>
- Badalamenti, E., Battipaglia, G., Gristina, L., & Novara, A. (2019). *Carbon stock increases up to old growth forest along a secondary succession in Mediterranean island ecosystems*. 13.
- Bakker, M. M., Govers, G., van Doorn, A., Quetier, F., Chouvardas, D., & Rounsevell, M. (2008). The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of landscape pattern. *Geomorphology*, 98(3–4), 213–226. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.12.027>
- Ban, N. C., Mills, M., Tam, J., Hicks, C. C., Klain, S., Stoeckl, N., Bottrill, M. C., Levine, J., Pressey, R. L., Satterfield, T., & Chan, K. M. (2013). A social-ecological approach to conservation planning: Embedding social considerations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(4), 194–202. <https://doi.org/10.1890/110205>
- Barberis, C. (1973). Les ouvriers-paysans en Europe et dans le monde. *Études rurales*, 49(1), 106–121. <https://doi.org/10.3406/rural.1973.1865>
- Barnaud, C., Fischer, A., Staddon, S., Blackstock, K., Moreau, C., Corbera, E., Hester, A., Mathevet, R., McKee, A., Reyes, J., Sirami, C., & Eastwood, A. (2021). Is forest regeneration good for biodiversity? Exploring the social dimensions of an apparently ecological debate. *Environmental Science & Policy*, 120, 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.02.012>
- Bartha, S., Szentés, S., Horváth, A., Házi, J., Zimmermann, Z., Molnár, C., Dancza, I., Margóczi, K., Pál, R. W., Purger, D., Schmidt, D., Óvári, M., Komoly, C., Sutyinszki, Z., Szabó, G., Csathó, A. I., Juhász, M., Penksza, K., & Molnár, Z. (2014). Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Applied Vegetation Science*, 17(2), 201–213. <https://doi.org/10.1111/avsc.12066>
- Bartholomée, O., Grigulis, K., Colace, M.-P., Arnoldi, C., & Lavorel, S. (2018). Methodological uncertainties in estimating carbon storage in temperate forests and grasslands. *Ecological Indicators*, 95, 331–342. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.054>
- Bartoń, K. (2016). *MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.15.6*.

- Basic, F., Kisić, I., Nestroy, O., Mesić, M., & Butorac, A. (2002). Particle Size Distribution (Texture) of Eroded Soil Material. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 188(5), 311–322. <https://doi.org/10.1046/j.1439-037X.2002.00567.x>
- Bastié, J., & Dézert, B. (1991). *La ville, Paris, Milan, Barcelone, Bonn*. Masson.
- Bastin, J.-F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C. M., & Crowther, T. W. (2019). The global tree restoration potential. *Science*, 365(6448), 76–79. <https://doi.org/10.1126/science.aax0848>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2014). Package lme4: Linear Mixed-Effects Models Using Eigen and S4. In *R package version* (Vol. 67).
- Batlle-Bayer, L., Batjes, N. H., & Bindraban, P. S. (2010). Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(1–2), 47–58. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003>
- Bauer, N., Wallner, A., & Hunziker, M. (2009). The change of European landscapes: Human-nature relationships, public attitudes towards rewilding, and the implications for landscape management in Switzerland. *Journal of Environmental Management*, 90(9), 2910–2920. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.01.021>
- Bauters, M., Vercléyen, O., Vanlauwe, B., Six, J., Bonyoma, B., Badjoko, H., Hubau, W., Hoyt, A., Boudin, M., Verbeeck, H., & Boeckx, P. (2019). Long-term recovery of the functional community assembly and carbon pools in an African tropical forest succession. *Biotropica*, 51(3), 319–329. <https://doi.org/10.1111/btp.12647>
- Bell, S. M., Barriocanal, C., Terrer, C., & Rosell-Melé, A. (2020). Management opportunities for soil carbon sequestration following agricultural land abandonment. *Environmental Science & Policy*, 108, 104–111. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.018>
- Benavidez, R., Jackson, B., Maxwell, D., & Norton, K. (2018). A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R)USLE): With a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(11), 6059–6086. <https://doi.org/10.5194/hess-22-6059-2018>
- Benjamin, K., Bouchard, A., & Domon, G. (2007). Abandoned farmlands as components of rural landscapes: An analysis of perceptions and representations. *Landscape and Urban Planning*, 17.
- Benjamin, K., Bouchard, A., & Domon, G. (2008). Managing Abandoned Farmland: The Need to Link Biological and Sociological Aspects. *Environmental Management*, 42(4), 603–619. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9176-5>
- Benjamin, K., Domon, G., & Bouchard, A. (2005). Vegetation Composition and Succession of Abandoned Farmland: Effects of Ecological, Historical and Spatial Factors. *Landscape Ecology*, 20(6), 627–647. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-0068-2>
- Berendse, F. (1990). Organic Matter Accumulation and Nitrogen Mineralization During Secondary Succession in Heathland Ecosystems. *The Journal of Ecology*, 78(2), 413. <https://doi.org/10.2307/2261121>
- Bertrand, N., & Marcelpoil, E. (1999). *La périurbanisation ou l'émergence de nouveaux territoires*. 8.
- Bhawana, K. C., Fisher, R., & Jackson, W. (2021). Changing Rural Livelihoods and Forest Use Transition in the Middle Hills of Nepal. *Small-Scale Forestry*, 20(3), 479–501. <https://doi.org/10.1007/s11842-021-09477-6>
- Bidegain, Í., López-Santiago, C. A., González, J. A., Martínez-Sastre, R., Ravera, F., & Cerda, C. (2020). Social Valuation of Mediterranean Cultural Landscapes: Exploring Landscape Preferences and Ecosystem Services Perceptions through a Visual Approach. *Land*, 9(10), 390. <https://doi.org/10.3390/land9100390>
- Blanchet, A., & Gotman, A. (2015). *L'entretien—2e éd.* (\$ {number}nd édition). Armand Colin.
- Blanco, J., Sourdril, A., Deconchat, M., Barnaud, C., San Cristobal, M., & Andrieu, E. (2020). How farmers feel about trees: Perceptions of ecosystem services and disservices associated with rural forests in southwestern France. *Ecosystem Services*, 42, 101066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101066>
- Bochet, E., Poesen, J., & Rubio, J. L. (2006). Runoff and soil loss under individual plants of a semi-arid Mediterranean shrubland: Influence of plant morphology and rainfall intensity. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31(5), 536–549. <https://doi.org/10.1002/esp.1351>
- Bockheim, J. G., Gennadiyev, A. N., Hammer, R. D., & Tandarich, J. P. (2005). Historical development of key concepts in pedology. *Geoderma*, 124(1–2), 23–36. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.004>
- Boivin, Besson, & Briot. (2017). *Volcanologie de la Chaîne des Puys*. Editions du Parc naturel régional des volcans d'Auvergne.
- Boughton, E. H., Bohlen, P. J., & Steele, C. (2013). Season of fire and nutrient enrichment affect plant community dynamics in subtropical semi-natural grasslands released from agriculture. *Biological Conservation*, 158, 239–247. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.023>
- Braat, L. C. (2018). Five reasons why the Science publication “Assessing nature’s contributions to people” (Diaz et al. 2018) would not have been accepted in Ecosystem Services. *Ecosystem Services*, 30, A1–A2. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.002>
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., & Hilton-Taylor, C. (2002). Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology*, 16(4), 909–923. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x>
- Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: Not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), 185–228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>
- Brunner, M., Rodríguez-Labajos, B., Nguyen, T. T., & Jorda-Capdevila, D. (2017). “They Have Kidnapped Our River”: Dam Removal Conflicts in Catalonia and Their Relation to Ecosystem Services Perceptions. 10(3), 24.
- Brussaard, L., Caron, P., Campbell, B., Lipper, L., Mainka, S., Rabbinge, R., Babin, D., & Pulleman, M. (2010). Reconciling biodiversity conservation and food security: Scientific challenges for a new agriculture. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(1–2), 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.03.007>
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., de Goede, R., Flesskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W., & Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>

- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2003). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer Science & Business Media.
- Burrascano, S., Chytrý, M., Kuemmerle, T., Giarrizzo, E., Luysaert, S., Sabatini, F. M., & Blasi, C. (2016). Current European policies are unlikely to jointly foster carbon sequestration and protect biodiversity. *Biological Conservation*, 201, 370–376. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.005>
- Cáceres, D. M., Tapella, E., Quétier, F., & Díaz, S. (2015). The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors. *Ecology and Society*, 20(1). <https://doi.org/10.5751/ES-07297-200162>
- Camarretta, N., Puletti, N., Chiavetta, U., & Corona, P. (2018). Quantitative changes of forest landscapes over the last century across Italy. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, 152(5), 1011–1019. <https://doi.org/10.1080/11263504.2017.1407374>
- Campehouth, L. V., Marquet, J., & Quivy, R. (2017). *Manuel de recherche en sciences sociales—5e éd.* (5e édition). Dunod.
- Caplat, P., & Fonderflick, J. (2009). Area mediated shifts in bird community composition: A study on a fragmented Mediterranean grassland. *Biodiversity and Conservation*, 18(11), 2979–2995. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9620-8>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Cardinale, B. J., Wright, J. P., Cadotte, M. W., Carroll, I. T., Hector, A., Srivastava, D. S., Loreau, M., & Weis, J. J. (2007). Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(46), 18123–18128. <https://doi.org/10.1073/pnas.0709069104>
- Carré, F., Jeannée, N., Casalegno, S., Lemarchand, O., Reuter, H. I., & Montanarella, L. (2010). Mapping the CN Ratio of the Forest Litters in Europe-Lessons for Global Digital Soil Mapping. In J. L. Boettinger, D. W. Howell, A. C. Moore, A. E. Hartemink, & S. Kienast-Brown (Eds.), *Digital Soil Mapping: Bridging Research, Environmental Application, and Operation* (pp. 217–226). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-8863-5_18
- Carrere, P., Hénaff, P.-M. L., & Veny, N. (n.d.). *La diversité des prairies d'Auvergne*. 20.
- Carrière, S. (1999). “Les orphelins de la forêt”: Influence de l'agriculture itinérante sur brûlis des Ntumu et des pratiques agricoles associées sur la dynamique forestière du sud Cameroun.
- Casado-Arzuaga, I., Madariaga, I., & Onandia, M. (2013). Perception, demand and user contribution to ecosystem services in the Bilbao Metropolitan Greenbelt. *Journal of Environmental Management*, 129, 33–43. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.059>
- Castro, H., Lehsten, V., Lavorel, S., & Freitas, H. (2010). Functional response traits in relation to land use change in the Montado. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(1–2), 183–191. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.002>
- Cayuela, L., Benayas, J. M. R., & Echeverría, C. (2006). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management*, 226(1–3), 208–218. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.047>
- CERAMAC. (1990). *L'Auvergne rurale. Des terroirs aux grands marchés*. Presses Universitaires Blaise Pascal.
- CERAMAC. (2000). *Les friches dans le massif central. Mythes et réalités*. (CERAMAC). Presses Universitaires Blaise Pascal.
- Cervera, T., Pino, J., Marull, J., Padró, R., & Tello, E. (2019). Understanding the long-term dynamics of forest transition: From deforestation to afforestation in a Mediterranean landscape (Catalonia, 1868–2005). *Land Use Policy*, 80, 318–331. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.006>
- Chan, K. M. A., Satterfield, T., & Goldstein, J. (2012). Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, 74, 8–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.11.011>
- Chapin III, S., Matson, P., & Vitousek, P. (2011). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology* | F. Stuart | Springer. <http://www.springer.com/gp/book/9781441995032>
- Chazdon, R. L., Lindenmayer, D., Guariguata, M. R., Couzeilles, R., Rey Benayas, J. M., & Lazos Chavero, E. (2020). Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. *Environmental Research Letters*, 15(4), 043002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab79e6>
- Chen, L., Qian, X., & Shi, Y. (2011). Critical Area Identification of Potential Soil Loss in a Typical Watershed of the Three Gorges Reservoir Region. *Water Resources Management*, 25(13), 3445–3463. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9864-4>
- Chen, S., Wang, W., Xu, W., Wang, Y., Wan, H., Chen, D., Tang, Z., Tang, X., Zhou, G., Xie, Z., Zhou, D., Shangguan, Z., Huang, J., He, J.-S., Wang, Y., Sheng, J., Tang, L., Li, X., Dong, M., ... Bai, Y. (2018). Plant diversity enhances productivity and soil carbon storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(16), 4027–4032. <https://doi.org/10.1073/pnas.1700298114>
- Chojnacky, D., Amacher, M., & Gavazzi, M. (2009). Separating Duff and Litter for Improved Mass and Carbon Estimates. *Southern Journal of Applied Forestry*, 33(1), 29–34. <https://doi.org/10.1093/sjaf/33.1.29>
- Clements, F. E. (1936). Nature and Structure of the Climax. *Journal of Ecology*, 24(1), 252–284. <https://doi.org/10.2307/2256278>
- Cocca, G., Sturaro, E., Gallo, L., & Ramanzin, M. (2012). Is the abandonment of traditional livestock farming systems the main driver of mountain landscape change in Alpine areas? *Land Use Policy*, 29(4), 878–886. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.01.005>
- Commissariat général au développement durable. (2019). *EFESE – La séquestration du carbone par les écosystèmes français*. La Documentation Française (ed.). Collection Théma Analyse.
- Convention on Biological Diversity, 1760 U.N.T.S. 69 (1992).

- Corazza, M., Tardella, F. M., Ferrari, C., & Catorci, A. (2016). Tall Grass Invasion After Grassland Abandonment Influences the Availability of Palatable Plants for Wild Herbivores: Insight into the Conservation of the Apennine Chamois *Rupicapra pyrenaica ornata*. *Environmental Management*, 57(6), 1247–1261. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0679-1>
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Council of Europe. (2000). *The European landscape convention*. <http://conventions.coe.int/Treaty/en/Treaties/Html/176.htm>
- Cramer, V., & Hobbs, R. J. (2007). *Old Fields. Dynamic and restoration of abandoned farmland*. (Society for Ecological Restoration International). Island Press.
- Crawford, C. L., Yin, H., Radeloff, V. C., & Wilcove, D. S. (2022). Rural land abandonment is too ephemeral to provide major benefits for biodiversity and climate. *Science Advances*, 8(21), eabm8999. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm8999>
- Crouzat, E., Martín-López, B., Turkelboom, F., & Lavorel, S. (2016). Disentangling trade-offs and synergies around ecosystem services with the influence network framework: Illustration from a consultative process over the French Alps. *Ecology and Society*, 21(2), art32. <https://doi.org/10.5751/ES-08494-210232>
- Dacko, M. (2016). *Circuler dans le Massif central à l'époque romaine: Réseaux, infrastructures et équipements routiers. Le cas des cités arverne et vellave* [These de doctorat, Clermont-Ferrand 2]. <https://www.theses.fr/2016CLF20007>
- Dakora, F. D., & Phillips, D. A. (2002). Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. *Plant and Soil*, 245(1), 35–47. <https://doi.org/10.1023/A:1020809400075>
- Dallimer, M., Tinch, D., Acs, S., Hanley, N., Southall, H. R., Gaston, K. J., & Armsworth, P. R. (2009). 100 years of change: Examining agricultural trends, habitat change and stakeholder perceptions through the 20th century. *Journal of Applied Ecology*, 46(2), 334–343. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01619.x>
- Dantas de Miranda, M., Pereira, H. M., Corley, M. F. V., & Merckx, T. (2019). Beta diversity patterns reveal positive effects of farmland abandonment on moth communities. *Scientific Reports*, 9(1), 1549. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38200-3>
- Davidson, K. E., Fowler, M. S., Skov, M. W., Doerr, S. H., Beaumont, N., & Griffin, J. N. (2017). Livestock grazing alters multiple ecosystem properties and services in salt marshes: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 54(5), 1395–1405. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12892>
- De Beenhouwer, M., Aerts, R., & Honnay, O. (2013). A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 175, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.003>
- de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- Debussche, M., Escarré, J., & Lepart, J. (1982). Ornithochory and Plant Succession in Mediterranean Abandoned Orchards. *Vegetatio*, 48(3), 255–266.
- Delaney, J. T., Jokela, K. J., & Debinski, D. M. (2015). Seasonal succession of pollinator floral resources in four types of grasslands. *Ecosphere*, 6(11), art243. <https://doi.org/10.1890/ES15-00218.1>
- Denzin, N. K., & Lincoln, Y. S. (Eds.). (2017). *The SAGE Handbook of Qualitative Research* (Fifth edition). SAGE Publications, Inc.
- Derioz, P. (1991). Les conséquences spatiales de la déprise agricole en Haut-Languedoc occidental: L'héphemère victoire de la friche / The spatial consequences of agricultural decline in the region of western upper Languedoc : the ephemeral victory of waste land. *Revue de géographie de Lyon*, 66(1), 47–54. <https://doi.org/10.3406/geoca.1991.5759>
- Derioz, P. (1994). Friches et terres marginales en basse et moyenne montagne. Revers sud-est du Massif Central. In *Structures et dynamiques spatiales* (Université d'Avignon/Laboratoire S.D.S., Vol. 1).
- Deuffic, P. (2005). La fermeture des paysages dans le Massif central: Regards d'habitants sur une question d'experts. *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 23.
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P. W., Oudenhoven, A. P. E. van, Plaat, F. van der, Schröter, M., Lavorel, S., ... Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Díaz, S., Quétier, F., Cáceres, D. M., Trainor, S. F., Pérez-Harguindeguy, N., Sydonia, M., Finegan, B., Peña-Claros, M., & Poorter, L. (2011). *Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society*. 8.
- Díaz-Gallegos, J. R., Mas, J.-F., & Velázquez, A. (2010). Trends of tropical deforestation in Southeast Mexico: Trends of tropical deforestation. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 31(2), 180–196. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9493.2010.00396.x>
- Dimobe, K., Kuyah, S., Dabré, Z., Ouédraogo, A., & Thiombiano, A. (2019). Diversity-carbon stock relationship across vegetation types in W National park in Burkina Faso. *Forest Ecology and Management*, 438, 243–254. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.027>
- Do Vale, I., Miranda, I. S., Mitja, D., Santos, A. M., Lima, T. T. S., & Costa, L. G. S. (2018). Successional processes in agricultural mosaics in the eastern Amazon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256, 51–60. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.004>

- Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1994). Defining and Assessing Soil Quality. In *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* (pp. 1–21). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c1>
- DREAL Auvergne. (2015). Les coteaux et pays coupés. Pays coupés des volcans. In *Atlas pratique des paysages d'Auvergne*.
- Duchaufour, P. (1997). *Abrégé de pédologie, sol, végétation, environnement*. Dunod.
- Duncan, C., Thompson, J. R., & Pettoirelli, N. (2015). The quest for a mechanistic understanding of biodiversity–ecosystem services relationships. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1817), 20151348. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1348>
- Dunne, T., & Leopold, L. B. (1978). *Water in Environmental Planning* (1st edition). W. H. Freeman.
- Durán Zuazo, V. H., & Rodríguez Pleguezuelo, C. R. (2008). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28(1), 65–86. <https://doi.org/10.1051/agro:2007062>
- Dytham, C. (2011). *Choosing and Using Statistics: A Biologist's Guide* (3rd edition). Wiley-Blackwell.
- Eamus, D., Macinnis-Ng, C. M. O., Hose, G. C., Zeppel, M. J. B., Taylor, D. T., & Murray, B. R. (2005). Ecosystem services: An ecophysiological examination. *Australian Journal of Botany*, 53(1), 1–19. <https://doi.org/10.1071/BT04119>
- Eeraerts, M., Smaghe, G., & Meeus, I. (2019). Pollinator diversity, floral resources and semi-natural habitat, instead of honey bees and intensive agriculture, enhance pollination service to sweet cherry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284, 106586. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106586>
- Egidi, G., Salvati, L., Falcone, A., Quaranta, G., Salvia, R., Vcelakova, R., & Giménez-Morera, A. (2021). Re-Framing the Latent Nexus between Land-Use Change, Urbanization and Demographic Transitions in Advanced Economies. *Sustainability*, 13(2), 533. <https://doi.org/10.3390/su13020533>
- Ekumah, B., Armah, F. A., Afrifa, E. K. A., Aheto, D. W., Odoi, J. O., & Afitiri, A.-R. (2020). Assessing land use and land cover change in coastal urban wetlands of international importance in Ghana using Intensity Analysis. *Wetlands Ecology and Management*, 28(2), 271–284. <https://doi.org/10.1007/s11273-020-09712-5>
- Eloy, L., A. Bilbao, B., Mistry, J., & Schmidt, I. B. (2019). From fire suppression to fire management: Advances and resistances to changes in fire policy in the savannas of Brazil and Venezuela. *The Geographical Journal*, 185(1), 10–22. <https://doi.org/10.1111/geoj.12245>
- Emran, M., Gispert, M., & Pardini, G. (2012). Patterns of soil organic carbon, glomalin and structural stability in abandoned Mediterranean terraced lands. *European Journal of Soil Science*, 63(5), 637–649. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01493.x>
- Estel, S., Kuemmerle, T., Alcántara, C., Levers, C., Prishchepov, A., & Hostert, P. (2015). Mapping farmland abandonment and recultivation across Europe using MODIS NDVI time series. *Remote Sensing of Environment*, 163, 312–325. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.03.028>
- European Commission. (n.d.). *Why do we need to protect biodiversity? - Environment—European Commission*. Retrieved September 17, 2022, from https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/intro/index_en.htm
- Faccioni, G., Sturaro, E., Ramanzin, M., & Bernués, A. (2019). Socio-economic valuation of abandonment and intensification of Alpine agroecosystems and associated ecosystem services. *Land Use Policy*, 81, 453–462. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.10.044>
- Facioni, L., Burrascano, S., Chiti, T., Giarrizzo, E., Zanini, M., & Blasi, C. (2019). Changes in plant diversity and carbon stocks along a succession from semi-natural grassland to submediterranean *Quercus cerris* L. woodland in Central Italy. *Phytocoenologia*, 49. <https://doi.org/10.1127/phyto/2019/0299>
- Fadila, L., Mohamed, B., & Alessandro, P. (2021). Social Demand for Ecosystem Services Provided by Peri-Urban Forests: The Case Study of the Tlemcen Forest (Algeria). *Journal of Environmental Accounting and Management*, 9(01), 19–29.
- Falt'an, V., Petrovič, F., O'ahel', J., Feranec, J., Druga, M., Hruška, M., Nováček, J., Solár, V., & Mechurová, V. (2020). Comparison of CORINE Land Cover Data with National Statistics and the Possibility to Record This Data on a Local Scale—Case Studies from Slovakia. *Remote Sensing*, 12(15), 2484. <https://doi.org/10.3390/rs12152484>
- FAO. (2000). *On definitions of forest and forest change*. FAO. <https://www.fao.org/3/y1997e/y1997e1m.htm>
- FAO. (2013). *Changement d'utilisation des terres forestières mondiales 1990-2005*. FAO. <https://www.fao.org/documents/card/en/c/95836812-0f4f-51e1-b193-2311b7271082/>
- FAO and UNEP. (2020). *The State of the World's Forests 2020: Forests, biodiversity and people*. FAO and UNEP. <https://doi.org/10.4060/ca8642en>
- Fayet, C. M. J., Reilly, K. H., Van Ham, C., & Verburg, P. H. (2022). What is the future of abandoned agricultural lands? A systematic review of alternative trajectories in Europe. *Land Use Policy*, 112, 105833. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105833>
- Fel, A. (1984). Histoire d'un paysage pastoral: Le Massif Central. *Revue de géographie alpine*, 72(2), 253–264. <https://doi.org/10.3406/rga.1984.2568>
- Felipe-Lucia, M. R., Comin, F. A., & Escalera-Reyes, J. (2015). A framework for the social valuation of ecosystem services. *AMBIO*, 44(4), 308–318. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0555-2>
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Flinn, K. M., & Marks, P. L. (2007). AGRICULTURAL LEGACIES IN FOREST ENVIRONMENTS: TREE COMMUNITIES, SOIL PROPERTIES, AND LIGHT AVAILABILITY. *Ecological Applications*, 17(2), 452–463. <https://doi.org/10.1890/05-1963>
- Foley, J. A. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Footo, R. L., & Grogan, P. (2010). Soil Carbon Accumulation During Temperate Forest Succession on Abandoned Low Productivity Agricultural Lands. *Ecosystems*, 13(6), 795–812.

- Foucher, A., Evrard, O., Chabert, C., Cerdan, O., Lefèvre, I., Vandromme, R., & Salvador-Blanes, S. (2019). Erosional response to land abandonment in rural areas of Western Europe during the Anthropocene: A case study in the Massif-Central, France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284, 106582. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106582>
- Fraser, L. H., Pither, J., Jentsch, A., Sternberg, M., Zobel, M., Askarizadeh, D., Bartha, S., Beierkuhnlein, C., Bennett, J. A., Bittel, A., Boldgiv, B., Boldrini, I. I., Bork, E., Brown, L., Cabido, M., Cahill, J., Carlyle, C. N., Campetella, G., Chelli, S., ... Zupo, T. (2015). Worldwide evidence of a unimodal relationship between productivity and plant species richness. *Science*, 349(6245), 302–305. <https://doi.org/10.1126/science.aab3916>
- Frei, T., Edou, K., Rodríguez Fernández-Blanco, C., & Winkel, G. (2022). Governing abandoned land: Storylines on natural forest regrowth in France and Spain. *Environmental Science & Policy*, 135, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.04.022>
- Freschet, G. T., Valverde-Barrantes, O. J., Tucker, C. M., Craine, J. M., McCormack, M. L., Violle, C., Fort, F., Blackwood, C. B., Urban-Mead, K. R., Iversen, C. M., Bonis, A., Comas, L. H., Cornelissen, J. H. C., Dong, M., Guo, D., Hobbie, S. E., Holdaway, R. J., Kembel, S. W., Makita, N., ... Roumet, C. (2017). Climate, soil and plant functional types as drivers of global fine-root trait variation. *Journal of Ecology*, 105(5), 1182–1196. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12769>
- Friedberg, C., Cohen, M., & Mathieu, N. (2000). *Faut-il qu'un paysage soit ouvert ou fermé? L'exemple de la pelouse sèche du causse Mbjan*. 8(4), 17.
- Gagnon Thompson, S. C., & Barton, M. A. (1994). Ecocentric and anthropocentric attitudes toward the environment. *Journal of Environmental Psychology*, 14(2), 149–157. [https://doi.org/10.1016/S0272-4944\(05\)80168-9](https://doi.org/10.1016/S0272-4944(05)80168-9)
- Gallé, R., Urák, I., Nikolett, G.-S., & Hartel, T. (2017). Sparse trees and shrubs confers a high biodiversity to pastures: Case study on spiders from Transylvania. *PLOS ONE*, 12(9), e0183465. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183465>
- Garbarino, M., Marzano, R., Shaw, J. D., & Long, J. N. (2015). Environmental drivers of deadwood dynamics in woodlands and forests. *Ecosphere*, 6(3), art30. <https://doi.org/10.1890/ES14-00342.1>
- García-Martínez, A., Olaizola, A., & Bernués, A. (2009). Trajectories of evolution and drivers of change in European mountain cattle farming systems. *Animal*, 3(1), 152–165. <https://doi.org/10.1017/S1751731108003297>
- García-Nieto, A. P., Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Palomo, I., Montes, C., & Martín-López, B. (2015). Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders' profiles. *Ecosystem Services*, 13, 141–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.006>
- García-Ruiz, J. M., & Lana-Renault, N. (2011). Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region – A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(3–4), 317–338. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.003>
- García-Ruiz, J. M., Regüés, D., Alvera, B., Lana-Renault, N., Serrano-Muela, P., Nadal-Romero, E., Navas, A., Latron, J., Martí-Bono, C., & Arnáez, J. (2008). Flood generation and sediment transport in experimental catchments affected by land use changes in the central Pyrenees. *Journal of Hydrology*, 356(1–2), 245–260. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.04.013>
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C., & Toussaint, J.-P. (2004). PLANT FUNCTIONAL MARKERS CAPTURE ECOSYSTEM PROPERTIES DURING SECONDARY SUCCESSION. *Ecology*, 85(9), 2630–2637. <https://doi.org/10.1890/03-0799>
- Garrido, P., Elbakidze, M., & Angelstam, P. (2017). Stakeholders' perceptions on ecosystem services in Östergötland's (Sweden) threatened oak wood-pasture landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 158, 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.08.018>
- Gaudin, S. (1996). *Quelques éléments d'histoire forestière et généralités sur la forêt en France et dans le monde*. 34.
- Genevoix, V., Gaignard, M., Party, M., Muller, V., Vauthier, R., Rigou, P., Pelletier, S., Scottez, C., & Morel, P. (2019). *Carte des pédopaysages du Puy-de-Dôme RRP 63*.
- Gerard, F., Petit, S., Smith, G., Thomson, A., Brown, N., Manchester, S., Wadsworth, R., Bugar, G., Halada, L., Bezák, P., Boltziar, M., De badts, E., Halabuk, A., Mojses, M., Petrovic, F., Gregor, M., Hazeu, G., Múcher, C. A., Wachowicz, M., ... Feranec, J. (2010). Land cover change in Europe between 1950 and 2000 determined employing aerial photography. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 34(2), 183–205. <https://doi.org/10.1177/0309133309360141>
- Geri, F., Amici, V., & Rocchini, D. (2010). Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography*, 30(3), 370–379. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.10.006>
- Gomes, E., Inácio, M., Bogdzevič, K., Kalinauskas, M., Karnauskaitė, D., & Pereira, P. (2021). Future scenarios impact on land use change and habitat quality in Lithuania. *Environmental Research*, 197, 111101. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111101>
- Gomez-Baggethun, E., & Groot, R. S. de. (2010). Natural capital and ecosystem services: The ecological foundation of human society. *Ecosystem Services, Issues in Environmental Science and Technology*, 105–121.
- Gómez-Limón, J., & Fernández, J. V. de L. (1999). Changes in use and landscape preferences on the agricultural-livestock landscapes of the central Iberian Peninsula (Madrid, Spain). *Landscape and Urban Planning*, 44(4), 165–175. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00020-1](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00020-1)
- González, E., Felipe-Lucia, M. R., Bourgeois, B., Boz, B., Nilsson, C., Palmer, G., & Sher, A. A. (2017). Integrative conservation of riparian zones. *Biological Conservation*, 211, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.035>
- Gouju, A. (2018). La prise en charge de la biodiversité entre absence, instrumentalisation économique et biopolitique des comportements: Les plans de paysage au prisme du néolibéralisme. *Développement durable et territoires*, Vol. 9, n°3. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.12679>
- Grunewald, K., & Bastian, O. (Eds.). (2015). *Ecosystem Services – Concept, Methods and Case Studies*. Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-44143-5>

- Guetté, A., Carruthers-Jones, J., Godet, L., & Robin, M. (2018). «Naturalité»: Concepts et méthodes appliqués à la conservation de la nature. *Cybergeo*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.29140>
- Guo, Q. (2003). Temporal species richness-biomass relationships along successional gradients. *Journal of Vegetation Science*, 14(1), 121–128. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02134.x>
- Gutiérrez B., N., Gärtner, S., López H., J. Y., Pacheco, C. E., & Reif, A. (2013). The recovery of the lower montane cloud forest in the Mucujún watershed, Mérida, Venezuela. *Regional Environmental Change*, 13(5), 1069–1085. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0413-y>
- Haines-Young, R. (2011). *Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental Economic Accounting*. 30.
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2018). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*.
- Hall, S., Trujillo, J., Nakase, D., Strawhacker, C., Kruse-Peeples, M., Schaafsma, H., & Briggs, J. (2013). Legacies of Prehistoric Agricultural Practices Within Plant and Soil Properties Across an Arid Ecosystem. *Ecosystems*, 16(7), 1273–1293. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9681-0>
- Hanley, N., Ready, R., Colombo, S., Watson, F., Stewart, M., & Bergmann, E. A. (2009). The impacts of knowledge of the past on preferences for future landscape change. *Journal of Environmental Management*, 90(3), 1404–1412. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.08.008>
- Hansson, M., & Fogelfors, H. (1998). Management of permanent set-aside on arable land in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 35(5), 758–771. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.355350.x>
- Hardiman, B. S., Gough, C. M., Halperin, A., Hofmeister, K. L., Nave, L. E., Bohrer, G., & Curtis, P. S. (2013). Maintaining high rates of carbon storage in old forests: A mechanism linking canopy structure to forest function. *Forest Ecology and Management*, 298, 111–119. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.031>
- Härdtle, W., von Oheimb, G., Friedel, A., Meyer, H., & Westphal, C. (2004). Relationship between pH-values and nutrient availability in forest soils – the consequences for the use of ecograms in forest ecology. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 199(2), 134–142. <https://doi.org/10.1078/0367-2530-00142>
- Harmer, R., Peterken, G., Kerr, G., & Poulton, P. (2001). Vegetation changes during 100 years of development of two secondary woodlands on abandoned arable land. *Biological Conservation*, 14.
- Harmon, M. E., Woodall, C. W., Fasth, B., Sexton, J., & Yatkov, Misha. (2011). *Differences between standing and downed dead tree wood density reduction factors: A comparison across decay classes and tree species* (NRS-RP-15; p. NRS-RP-15). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. <https://doi.org/10.2737/NRS-RP-15>
- Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamăna, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L., & Turkelboom, F. (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*, 9, 191–203. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006>
- Harwich, N. (2000). Confiseries d’Auvergne. Pâtes de fruits, fruits confits, chocolats et autres sucreries. 1400-2000. Clermont-Ferrand, Conseil général du Puy-de-Dôme, 2000 (« Carnets patrimoniaux du Puy-de-Dôme 6 »). *Études rurales*, 155–156, Article 155–156. <https://journals.openedition.org/etudesrurales/66>
- Hatna, E., & Bakker, M. M. (2011). Abandonment and Expansion of Arable Land in Europe. *Ecosystems*, 14(5), 720–731. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9441-y>
- Hérault, B. (2016). *La population paysanne: Repères historiques*. Ministère de l’Agriculture.
- Heydari, M., Zeynali, N., Bazgir, M., Omidipour, R., Kohzadian, M., Sagar, R., & Prevosto, B. (2020). Rapid recovery of the vegetation diversity and soil fertility after cropland abandonment in a semiarid oak ecosystem: An approach based on plant functional groups. *Ecological Engineering*, 155, 105963. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105963>
- Höchtl, F., Lehringer, S., & Konold, W. (2005). “Wilderness”: What it means when it becomes a reality—a case study from the southwestern Alps. *Landscape and Urban Planning*, 70(1–2), 85–95. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.006>
- Holmes, M. A., & Matlack, G. R. (2018). Assembling the forest herb community after abandonment from agriculture: Long-term successional dynamics differ with land-use history. *Journal of Ecology*, 106(5), 2121–2131. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12970>
- Holz, S., Placci, G., & Quintana, R. D. (2009). Effects of history of use on secondary forest regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). *Forest Ecology and Management*, 258(7), 1629–1642. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.023>
- Hong, S., Piao, S., Chen, A., Liu, Y., Liu, L., Peng, S., Sardans, J., Sun, Y., Peñuelas, J., & Zeng, H. (2018). Afforestation neutralizes soil pH. *Nature Communications*, 9(1), 520. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-02970-1>
- Hornung, M. (1985). Acidification of soils by trees and forests. *Soil Use and Management*, 1(1), 24–27. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1985.tb00648.x>
- Huang, Y.-M., Liu, D., & An, S.-S. (2015). Effects of slope aspect on soil nitrogen and microbial properties in the Chinese Loess region. *CATENA*, 125, 135–145. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.09.010>
- Hunziker, M. (1995). The spontaneous reforestation in abandoned agricultural lands: Perception and aesthetic assessment by locals and tourists. *Landscape and Urban Planning*, 31(1–3), 399–410. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(95\)93251-J](https://doi.org/10.1016/0169-2046(95)93251-J)
- Hunziker, M., Felber, P., Gehring, K., Buchecker, M., Bauer, N., & Kienast, F. (2008). Evaluation of Landscape Change by Different Social Groups: Results of Two Empirical Studies in Switzerland. *Mountain Research and Development*, 28(2), 140–147. <https://doi.org/10.1659/mrd.0952>

- Hussain, R. I., Walcher, R., Brandl, D., Jernej, I., Arnberger, A., Zaller, J. G., & Frank, T. (2018). Influence of abandonment on syrphid assemblages in mountainous meadows. *Journal of Applied Entomology*, 142(4), 450–456. <https://doi.org/10.1111/jen.12482>
- IPAMAC. (2016). *Les forêts anciennes du Parc naturel régional des Volcans d'Auvergne. Etude cartographique et historique. Synthèse des résultats.*
- IPBES. (2019, May 17). *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services.* IPBES Secretariat. <https://ipbes.net/node/35274>
- IPCC. (2006a). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 4 Forest Land.*
- IPCC. (2006b). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 6 Grasslands.*
- IPCC. (2022). *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability.* Cambridge University Press.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B. J., Zavaleta, E. S., & Loreau, M. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477(7363), 199–202. <https://doi.org/10.1038/nature10282>
- Jackson, R. B., Lajtha, K., Crow, S. E., Hugelius, G., Kramer, M. G., & Piñeiro, G. (2017). The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 419–445. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054234>
- Jafari, M., & Ansari-Pour, N. (2019). Why, When and How to Adjust Your P Values? *Cell Journal (Yakhteh)*, 20(4), 604–607. <https://doi.org/10.22074/cellj.2019.5992>
- Jagodzinski, A. M., Ziółkowski, J., Warnkowska, A., & Prais, H. (2016). Tree Age Effects on Fine Root Biomass and Morphology over Chronosequences of Fagus sylvatica, Quercus robur and Alnus glutinosa Stands. *PLOS ONE*, 11(2), e0148668. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148668>
- Jakobsson, S., & Lindborg, R. (2017). The importance of trees for woody pasture bird diversity and effects of the European Union's tree density policy. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1638–1647. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12871>
- Jarrige, F., Jouve, A. M., & Napoleone, C. (2003). Et si le capitalisme patrimonial foncier changeait nos paysages quotidiens ? *Courrier de l'Environnement de l'INRA* 49, 13–28. (2003). <http://prodirna.inra.fr/record/155656>
- Jepsen, M. R., Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K., Verburg, P. H., Haberl, H., Vesterager, J. P., Andrić, M., Antrop, M., Austrheim, G., Björn, I., Bondeau, A., Bürgi, M., Bryson, J., Caspar, G., Cassar, L. F., Conrad, E., Chromý, P., Daurigardas, V., ... Reenberg, A. (2015). Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. *Land Use Policy*, 49, 53–64. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.003>
- Jobbagy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). THE VERTICAL DISTRIBUTION OF SOIL ORGANIC CARBON AND ITS RELATION TO CLIMATE AND VEGETATION. *Ecological Applications*, 10(2), 14.
- Jobstvogt, N., Watson, V., & Kenter, J. O. (2014). Looking below the surface: The cultural ecosystem service values of UK marine protected areas (MPAs). *Ecosystem Services*, 10, 97–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.006>
- Joint Research Centre (European Commission), Siragusa, A., Melchiorri, M., Pesaresi, M., & Kemper, T. (2016). *Atlas of the human planet 2016: Mapping human presence on Earth with the global human settlement layer.* Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2788/889483>
- Jones, I. L., DeWalt, S. J., Lopez, O. R., Bunnefeld, L., Pattison, Z., & Dent, D. H. (2019). Above- and belowground carbon stocks are decoupled in secondary tropical forests and are positively related to forest age and soil nutrients respectively. *Science of The Total Environment*, 697, 133987. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133987>
- Katayama, N., Baba, Y. G., Kusumoto, Y., & Tanaka, K. (2015). A review of post-war changes in rice farming and biodiversity in Japan. *Agricultural Systems*, 132, 73–84. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.09.001>
- Katayama, N., Bouam, I., Koshida, C., & Baba, Y. G. (2019). Biodiversity and yield under different land-use types in orchard/vineyard landscapes: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 229, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.11.020>
- Katayama, N., Osawa, T., Amano, T., & Kusumoto, Y. (2015). Are both agricultural intensification and farmland abandonment threats to biodiversity? A test with bird communities in paddy-dominated landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 214, 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.08.014>
- Kaur, E., Palang, H., & Sooväli, H. (2004). Landscapes in change—Opposing attitudes in Saaremaa, Estonia. *Landscape and Urban Planning*, 67(1–4), 109–120. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00032-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00032-X)
- Keenleyside, C., & Tucker, G. (2010). *Farmland Abandonment in the EU: an Assessment of Trends and Prospects.* Report prepared for WWF. Institute for European Environmental Policy, London.
- Keith, H., Lindenmayer, D., Mackey, B., Blair, D., Carter, L., Mccburney, L., Okada, S., & Konishi-Nagano, T. (2014). *Managing temperate forests for carbon storage: Impacts of logging versus forest protection on carbon stocks.* 5, 34.
- Kelemen, E., Nguyen, G., Gomiero, T., Kovács, E., Choisis, J.-P., Choisis, N., Paoletti, M. G., Podmaniczky, L., Ryschawy, J., Sarthou, J.-P., Herzog, F., Dennis, P., & Balázs, K. (2013). Farmers' perceptions of biodiversity: Lessons from a discourse-based deliberative valuation study. *Land Use Policy*, 35, 318–328. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.06.005>
- Kernecker, M., Vogl, C. R., & Meléndez, A. A. (2017). Women's local knowledge of water resources and adaptation to landscape change in the mountains of Veracruz, Mexico. *Ecology and Society*, 10.
- Kingston, T. (2016). Cute, Creepy, or Crispy—How Values, Attitudes, and Norms Shape Human Behavior Toward Bats. In C. C. Voigt & T. Kingston (Eds.), *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World* (pp. 571–595). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9_18
- Knops, J. M. H., & Tilman, D. (2000). DYNAMICS OF SOIL NITROGEN AND CARBON ACCUMULATION FOR 61 YEARS AFTER AGRICULTURAL ABANDONMENT. *Ecology*, 81(1), 88–98. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0088:DOSNAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0088:DOSNAC]2.0.CO;2)

- Kochiieru, M., Lamorski, K., Feiza, V., Feiziene, D., & Volungevicius, J. (2020). Quantification of the relationship between root parameters and soil macropore parameters under different land use systems in Retisol. *International Agrophysics*, 34(3), 301–308. <https://doi.org/10.31545/intagr/123266>
- Kolecka, N., Kozak, J., Kaim, D., Dobosz, M., Ostafin, K., Ostapowicz, K., Węzyk, P., & Price, B. (2017). Understanding farmland abandonment in the Polish Carpathians. *Applied Geography*, 88, 62–72. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.09.002>
- Komonen, A., Övermark, E., Hytönen, J., & Halme, P. (2015). Tree species influences diversity of ground-dwelling insects in afforested fields. *Forest Ecology and Management*, 349, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.014>
- Kozak, J., Ziólkowska, E., Vogt, P., Dobosz, M., Kaim, D., Kolecka, N., & Ostafin, K. (2018). Forest-Cover Increase Does Not Trigger Forest-Fragmentation Decrease: Case Study from the Polish Carpathians. *Sustainability*, 10(5), 1472. <https://doi.org/10.3390/su10051472>
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Pöyry, J., Raatikainen, K. M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., & Steffan-Dewenter, I. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels: Immediate and time-delayed biodiversity loss. *Ecology Letters*, 13(5), 597–605. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x>
- Lacombe, G., Valentin, C., Sounyafong, P., de Rouw, A., Souleuth, B., Silvera, N., Pierret, A., Sengtaeuanghoung, O., & Ribolzi, O. (2018). Linking crop structure, throughfall, soil surface conditions, runoff and soil detachment: 10 land uses analyzed in Northern Laos. *Science of The Total Environment*, 616–617, 1330–1338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.185>
- Lamarque, P., Quéfier, F., & Lavorel, S. (2011). The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes Rendus Biologies*, 334(5–6), 441–449. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2010.11.007>
- Lamb, R. J., & Purcell, A. T. (1990). Perception of naturalness in landscape and its relationship to vegetation structure. *Landscape and Urban Planning*, 19(4), 333–352. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(90\)90041-Y](https://doi.org/10.1016/0169-2046(90)90041-Y)
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P. S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E. F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P. S., Richards, J. F., ... Xu, J. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261–269. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- Larrère, C. (1997). *Les philosophies de l'environnement* (puf). https://www.puf.com/content/Les_philosophies_de_l'environnement
- Lasanta, T., Arnáez, J., Pascual, N., Ruiz-Flaño, P., Errea, M. P., & Lana-Renault, N. (2017). Space-time process and drivers of land abandonment in Europe. *CATENA*, 149, 810–823. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.024>
- Lasanta, T., Nadal-Romero, E., & Arnáez, J. (2015). Managing abandoned farmland to control the impact of re-vegetation on the environment. The state of the art in Europe. *Environmental Science & Policy*, 52, 99–109. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.05.012>
- Lasanta, T., Sánchez-Navarrete, P., Medrano-Moreno, L., Khorchani, M., & Nadal-Romero, E. (2020). Soil quality and soil organic carbon storage in abandoned agricultural lands: Effects of revegetation processes in a Mediterranean mid-mountain area. *Land Degradation & Development*, 31(18), 2830–2845. <https://doi.org/10.1002/ldr.3655>
- Lavoie, L., & Sirois, L. (1998). Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada. *Journal of Vegetation Science*, 9(4), 483–492. <https://doi.org/10.2307/3237263>
- Le Floch, S., Devanne, A.-S., & Deffontaine, J.-P. (2005). La « fermeture du paysage »: Au-delà du phénomène, petite chronique d'une construction sociale. *Espace géographique*, 34(1), 49. <https://doi.org/10.3917/eg.341.64>
- Lee, S., & Lee, D. K. (2018). What is the proper way to apply the multiple comparison test? *Korean Journal of Anesthesiology*, 71(5), 353–360. <https://doi.org/10.4097/kja.d.18.00242>
- Legay, N., Lavorel, S., Baxendale, C., Krainer, U., Bahn, M., Binet, M., Cantarel, A. A. M., Colace, M., Foulquier, A., Kastl, E., Grigulis, K., Mouhamadou, B., Poly, F., Pommier, T., Schloter, M., Clément, J., & Bardgett, R. D. (2016). Influence of plant traits, soil microbial properties, and abiotic parameters on nitrogen turnover of grassland ecosystems. *Ecosphere*, 7(11). <https://doi.org/10.1002/ecs2.1448>
- Lepart, J., & Escarré, J. (1983). La succession végétale, mécanismes et modèles: Analyse bibliographique. *Bulletin d'écologie Paris*, 14(3), 133–178.
- Lepart, J., Marty, P., Rousset, O., Friedberg, C., Cohen, M., & Mathieu, N. (2000). *Les conceptions normatives du paysage*. 11.
- Levadoux, L. (1961). *La vigne et sa culture*. Presses universitaires de France.
- Levé, M., Colléony, A., Conversy, P., Torres, A.-C., Truong, M.-X., Vuillot, C., & Prévot, A.-C. (2019). Convergences and divergences in understanding the word biodiversity among citizens: A French case study. *Biological Conservation*, 236, 332–339. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.021>
- Levers, C., Müller, D., Erb, K., Haberl, H., Jepsen, M. R., Metzger, M. J., Meyfroidt, P., Plieninger, T., Plutzer, C., Stürck, J., Verburg, P. H., Verkerk, P. J., & Kuemmerle, T. (2018). Archetypical patterns and trajectories of land systems in Europe. *Regional Environmental Change*, 18(3), 715–732. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0907-x>
- Levers, C., Schneider, M., Prishchepov, A. V., Estel, S., & Kuemmerle, T. (2018). Spatial variation in determinants of agricultural land abandonment in Europe. *Science of The Total Environment*, 644, 95–111. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.326>
- Lewis, J. L. (2008). Perceptions of landscape change in a rural British Columbia community. *Landscape and Urban Planning*, 85(1), 49–59. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.09.011>

- Li, C., Lin, L., Hao, Z., Post, C. J., Chen, Z., Liu, J., & Yu, K. (2020). Developing a USLE cover and management factor (C) for forested regions of southern China. *Frontiers of Earth Science*, 14(3), 660–672. <https://doi.org/10.1007/s11707-020-0828-y>
- Li, J., Liu, Y., Hai, X., Shangguan, Z., & Deng, L. (2019). Dynamics of soil microbial C:N:P stoichiometry and its driving mechanisms following natural vegetation restoration after farmland abandonment. *Science of The Total Environment*, 693, 133613. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133613>
- Li, S., & Li, X. (2017). Global understanding of farmland abandonment: A review and prospects. *Journal of Geographical Sciences*, 27(9), 1123–1150. <https://doi.org/10.1007/s11442-017-1426-0>
- Li, W., Cao, S., Campos-Vargas, C., & Sanchez-Azofeifa, A. (2017). Identifying tropical dry forests extent and succession via the use of machine learning techniques. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 63, 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.08.003>
- Li, W., Li, J., Liu, S., Zhang, R., Qi, W., Zhang, R., Knops, J. M. H., & Lu, J. (2017). Magnitude of Species Diversity Effect on Aboveground Plant Biomass Increases Through Successional Time of Abandoned Farmlands on the Eastern Tibetan Plateau of China. *Land Degradation & Development*, 28(1), 370–378. <https://doi.org/10.1002/ldr.2607>
- Lizaga, I., Quijano, L., Gaspar, L., Ramos, M. C., & Navas, A. (2019). Linking land use changes to variation in soil properties in a Mediterranean mountain agroecosystem. *CATENA*, 172, 516–527. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.019>
- López-Moreno, J. I., Vicente-Serrano, S. M., Moran-Tejeda, E., Zabalza, J., Lorenzo-Lacruz, J., & García-Ruiz, J. M. (2011). Impact of climate evolution and land use changes on water yield in the ebro basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(1), 311–322. <https://doi.org/10.5194/hess-15-311-2011>
- Lu, D., Moran, E., & Mausel, P. (2002). Linking Amazonian secondary succession forest growth to soil properties. *Land Degradation & Development*, 13(4), 331–343. <https://doi.org/10.1002/ldr.516>
- Luginbühl, Y. (1999). *Perception paysagère des espaces en déprise et des boisements spontanés des terres agricoles*. 6.
- Lyytimäki, J., & Sipilä, M. (2009). Hopping on one leg—The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(4), 309–315. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.09.003>
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J., & Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59(1), 47–69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
- Magurran, A. E. (2003). *Measuring Biological Diversity* (1st edition). Wiley-Blackwell.
- Malinga, R., Gordon, L. J., Lindborg, R., & Jewitt, G. (2013). Using Participatory Scenario Planning to Identify Ecosystem Services in Changing Landscapes. *Ecology and Society*, 18(4). <https://doi.org/10.5751/ES-05494-180410>
- Manning, P., van der Plas, F., Soliveres, S., Allan, E., Maestre, F. T., Mace, G., Whittingham, M. J., & Fischer, M. (2018). Redefining ecosystem multifunctionality. *Nature Ecology & Evolution*, 2(3), Article 3. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0461-7>
- Marín-Spiotta, E., & Sharma, S. (2013). Carbon storage in successional and plantation forest soils: A tropical analysis: Carbon in reforested and plantation soils. *Global Ecology and Biogeography*, 22(1), 105–117. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00788.x>
- Maris, V. (2014). *Nature à vendre*. Éditions Quæ. <https://doi.org/10.3917/quae.maris.2014.01>
- Martín-Alcón, S., Coll, L., & Salekin, S. (2015). Stand-level drivers of tree-species diversification in Mediterranean pine forests after abandonment of traditional practices. *Forest Ecology and Management*, 353, 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.022>
- Martin-Díaz, P., Cortés-Avizanda, A., Serrano, D., Arrondo, E., Sánchez-Zapata, J. A., & Donázar, J. A. (2020). Rewilding processes shape the use of Mediterranean landscapes by an avian top scavenger. *Scientific Reports*, 10(1), 2853. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-59591-2>
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M., & Montes, C. (2014). Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators*, 37, 220–228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.003>
- Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., Casado-Arzuaga, I., Amo, D. G. D., Gómez-Baggethun, E., Oteros-Rozas, E., Palacios-Agundez, I., Willaarts, B., González, J. A., Santos-Martín, F., Onaindia, M., López-Santiago, C., & Montes, C. (2012). Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS ONE*, 7(6), e38970. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038970>
- Marty, P., & Lepart, J. (2001). Forêts et milieux ouverts: Anciennes et nouvelles légitimités (Forests and open landscapes : old and new legitimacies). *Bulletin de l'Association de géographes français*, 78(2), 177–189. <https://doi.org/10.3406/bagf.2001.2216>
- Marty, P., Lepart, J., & Kunstler, G. (2007). Le paysage culturel rattrapé par sa dynamique. In P. Robin, J.-P. Aeschlimann, & C. Feller (Eds.), *Histoire et agronomie* (pp. 415–438). IRD Éditions. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.4697>
- Marzaioli, R., D'Ascoli, R., De Pascale, R. A., & Rutigliano, F. A. (2010). Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use types. *Applied Soil Ecology*, 44(3), 205–212. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.12.007>
- Mascia, M. B., Brosius, J. P., Dobson, T. A., Forbes, B. C., Horowitz, L., McKean, M. A., & Turner, N. J. (2003). Conservation and the Social Sciences. *Conservation Biology*, 17(3), 649–650. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01738.x>
- Matos, F. A. R., Magnago, L. F. S., Aquila Chan Miranda, C., Menezes, L. F. T., Gastauer, M., Safar, N. V. H., Schaefer, C. E. G. R., Silva, M. P., Simonelli, M., Edwards, F. A., Martins, S. V., Meira-Neto, J. A. A., & Edwards, D. P. (2020). Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits. *Global Change Biology*, 26(2), 509–522. <https://doi.org/10.1111/gcb.14824>
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., & Swift, M. J. (1997). Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science*, 277(5325), 504–509. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504>
- Matzner, E. (1992). Acidification of Forests and forest Soils: Current status. In *Studies in Environmental Science* (Vol. 50, pp. 77–86). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0166-1116\(08\)70103-1](https://doi.org/10.1016/S0166-1116(08)70103-1)

- McNeill, J. R. (2001). *Something New Under the Sun: An Environmental History of the Twentieth-Century World (The Global Century Series)*. W. W. Norton & Company.
- Melendez-Pastor, I., Hernández, E. I., Navarro-Pedreño, J., & Gómez, I. (2014). Socioeconomic factors influencing land cover changes in rural areas: The case of the Sierra de Albarracín (Spain). *Applied Geography*, 52, 34–45. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.04.013>
- Meyfroidt, P., & Lambin, E. F. (2011). *Global Forest Transition: Prospects for an End to Deforestation* (SSRN Scholarly Paper No. 1955081). <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-090710-143732>
- Mikulić, K., Radović, A., Kati, V., Jelaska, S., & Tepić, N. (2014). Effects of land abandonment on bird communities of smallholder farming landscapes in post-war Croatia: Implications for conservation policies. *Community Ecology*, 15(2), 169–179. <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.2.5>
- Milenov, P., Vassilev, V., Vassileva, A., Radkov, R., Samoungi, V., Dimitrov, Z., & Vichev, N. (2014). Monitoring of the risk of farmland abandonment as an efficient tool to assess the environmental and socio-economic impact of the Common Agriculture Policy. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 32, 218–227. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.03.013>
- Millennium Ecosystem Assessment (Ed.). (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press.
- Milton, S. J., Dean, W. R. J., & Klotz, S. (1997). *Thicket formation in abandoned fruit orchards: Processes and implications for the conservation of semi-dry grasslands in Central Germany*. 16.
- Ministère de l'écologie. (2017). *Théma. FESE Cadre conceptuel*. Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable.
- Mittelbach, G. G., Steiner, C. F., Scheiner, S. M., Gross, K. L., Reynolds, H. L., Waide, R. B., Willig, M. R., Dodson, S. I., & Gough, L. (2001). WHAT IS THE OBSERVED RELATIONSHIP BETWEEN SPECIES RICHNESS AND PRODUCTIVITY? *Ecology*, 82(9), 2381–2396. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2381:WITORB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2381:WITORB]2.0.CO;2)
- Mokany, K., Raison, R. J., & Prokushkin, A. S. (2006). Critical analysis of root: Shoot ratios in terrestrial biomes: ROOT : SHOOT RATIOS IN TERRESTRIAL BIOMES. *Global Change Biology*, 12(1), 84–96. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x>
- Monmonier, M. (1993). *Mapping It Out: Expository Cartography for the Humanities and Social Sciences*. University of Chicago Press.
- Montero, G., Pasalodos-Tato, M., López-Senespleda, E., Onrubia, R., & Madrigal, G. (2013). Ecuaciones para la estimación de la biomasa en matorrales y arbustados mediterráneos. *Congreso Forestal Español*. http://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/14628
- Moran, E. F., Brondizio, E. S., & Tucker, J. M. (2000). Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazoônia. *Forest Ecology and Management*, 16.
- Moreau, C. (2019). *Mettre en débat l'état de référence. Analyse des représentations des dynamiques paysagères au prisme des services écosystémiques: L'exemple du Mont Lozère*. Université de Montpellier.
- Moreira, F., & Russo, D. (2007). Modelling the impact of agricultural abandonment and wildfires on vertebrate diversity in Mediterranean Europe. *Landscape Ecology*, 22(10), 1461–1476. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9125-3>
- Morgan, R. P. C. (2005). *Soil Erosion and Conservation* (3rd edition). Wiley-Blackwell.
- Moroni, M. T., Musk, R., & Wardlaw, T. J. (2017). Forest succession where trees become smaller and wood carbon stocks reduce. *Forest Ecology and Management*, 393, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.051>
- Morón-Ríos, A., Rodríguez, M. Á., Pérez-Camacho, L., & Rebollo, S. (2010). Effects of seasonal grazing and precipitation regime on the soil macroinvertebrates of a Mediterranean old-field. *European Journal of Soil Biology*, 46(2), 91–96. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2009.12.008>
- Myczko, Ł., Rosin, Z. M., Skórka, P., Wylegała, P., Tobolka, M., Fliszkiewicz, M., Mizera, T., & Tryjanowski, P. (2013). Effects of management intensity and orchard features on bird communities in winter. *Ecological Research*, 28(3), 503–512. <https://doi.org/10.1007/s11284-013-1039-8>
- Nadal-Romero, E. (2021). *Effects of agricultural land abandonment on soil organic carbon stocks and composition of soil organic matter in the Central Spanish Pyrenees*. 12.
- Nadal-Romero, E., Lasanta, T., & García-Ruiz, J. M. (2013). Runoff and sediment yield from land under various uses in a Mediterranean mountain area: Long-term results from an experimental station: RUNOFF AND SEDIMENT YIELD FROM LAND UNDER VARIOUS USES. *Earth Surface Processes and Landforms*, 38(4), 346–355. <https://doi.org/10.1002/esp.3281>
- Nassauer, J. (1997). *Placing Nature: Culture And Landscape Ecology*. Island Press.
- Nassauer, J. I. (2011). Care and stewardship: From home to planet. *Landscape and Urban Planning*, 100(4), 321–323. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.022>
- Navarro, L. M., & Pereira, H. M. (2012). Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems*, 15(6), 900–912.
- Ne'eman, G., & Izhaki, I. (1996). Colonization in an abandoned East-Mediterranean vineyard. *Journal of Vegetation Science*, 7(4), 465–472. <https://doi.org/10.2307/3236294>
- Nelson, J. L., Groninger, J. W., Ruffner, C. M., & Battaglia, L. L. (2009). Past land use, disturbance regime change, and vegetation response in a southern Illinois bottomland conservation area ¹. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 136(2), 242–256. <https://doi.org/10.3159/09-RA-005.1>
- Nilsson, S. G., Franzén, M., & Pettersson, L. (2013). Land-use changes, farm management and the decline of butterflies associated with semi-natural grasslands in southern Sweden. *Nature Conservation*, 6, 31–48. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.6.5205>
- Noel, N. M., & Finch, O.-D. (2010). Effects of the abandonment of alpine summer farms on spider assemblages (Araneae). *Journal of Insect Conservation*, 14(5), 427–438. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9272-8>

- Novara, A., Rühl, J., La Mantia, T., Gristina, L., La Bella, S., & Tuttolomondo, T. (2015). Litter contribution to soil organic carbon in the processes of agriculture abandon. *Solid Earth*, 6(2), 425–432. <https://doi.org/10.5194/se-6-425-2015>
- Odum, E. P. (1969). *The Strategy of Ecosystem Development*. 164, 9.
- Oliveira, S., Pereira, J. M. C., San-Miguel-Ayanz, J., & Lourenço, L. (2014). Exploring the spatial patterns of fire density in Southern Europe using Geographically Weighted Regression. *Applied Geography, Complete*(51), 143–157. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.04.002>
- Orenstein, D. E. (2014). In the eye of the stakeholder_ Changes in perceptions of ecosystem services across an international border. *Ecosystem Services*, 12.
- Orlandi, S., Probo, M., Sitzia, T., Trentanovi, G., Garbarino, M., Lombardi, G., & Lonati, M. (2016). Environmental and land use determinants of grassland patch diversity in the western and eastern Alps under agro-pastoral abandonment. *Biodiversity and Conservation*, 25(2), 275–293. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1046-5>
- Orłowski, G. (2005). Endangered and declining bird species of abandoned farmland in south-western Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 111(1–4), 231–236. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.06.012>
- O'Rourke, E. (2019). Drivers of Land Abandonment in the Irish Uplands: A Case Study. *European Countryside*, 11(2), 211–228. <https://doi.org/10.2478/euco-2019-0011>
- Otto, R., Krüsi, B. O., Burga, C. A., & Fernández-Palacios, J. M. (2006). Old-field succession along a precipitation gradient in the semi-arid coastal region of Tenerife. *Journal of Arid Environments*, 65(1), 156–178. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.07.005>
- Palomo-Campesino, S., Ravera, F., González, J. A., & García-Llorente, M. (2018). Exploring Current and Future Situation of Mediterranean Silvopastoral Systems: Case Study in Southern Spain. *Rangeland Ecology & Management*, 71(5), 578–591. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2017.12.013>
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., & Hayes, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333(6045), 988–993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Pardini, A., Argenti, G., Bianchetto, E., Sabatini, S., Stagliano, N., & Talamucci, P. (2004). Grassland multiple use to develop naturalistic tourism in Mediterranean Italy. *Cahiers Options Méditerranéennes (CIHEAM)*. 11. Réunion du Sous-Réseau Ressources Fourragères Méditerranéennes du Réseau Coopératif Interrégional FAO-CIHEAM de Recherche et Développement sur les Pêturages et les Cultures Fourragères, Djerba (Tunisia), 29 Oct 2002 - 1 Nov 2002. https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Grassland+multiple+use+to+develop+naturalistic+tourism+in+Mediterranean+Italy&author=Pardini%2C+A.&publication_year=2004
- Parés-Ramos, I. K., Gould, W. A., & Aide, T. M. (2008). Agricultural Abandonment, Suburban Growth, and Forest Expansion in Puerto Rico between 1991 and 2000. *Ecology and Society*, 13(2), art1. <https://doi.org/10.5751/ES-02479-130201>
- Parkhurst, T., Prober, S. M., Hobbs, R. J., & Standish, R. J. (2022). Global meta-analysis reveals incomplete recovery of soil conditions and invertebrate assemblages after ecological restoration in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 59(2), 358–372. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13852>
- Pasalodos-Tato, M., Ruiz-Peinado, R., del Río, M., & Montero, G. (2015). Shrub biomass accumulation and growth rate models to quantify carbon stocks and fluxes for the Mediterranean region. *European Journal of Forest Research*, 134(3), 537–553. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0870-6>
- Pastor, J., & Post, W. M. (1986). Influence of climate, soil moisture, and succession on forest carbon and nitrogen cycles. *Biogeochemistry*, 2(1), 3–27. <https://doi.org/10.1007/BF02186962>
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience*, 59(7), 593–601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Pazúr, R. (2014). Spatial determinants of abandonment of large-scale arable lands and managed grasslands in Slovakia during the periods of post-socialist transition and European Union accession. *Applied Geography*, 11.
- Pecher, C., Bacher, M., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2018). Agricultural landscapes between intensification and abandonment: The expectations of the public in a Central-Alpine cross-border region. *Landscape Research*, 43(3), 428–442. <https://doi.org/10.1080/01426397.2017.1315062>
- Peco, B., Navarro, E., Carmona, C. P., Medina, N. G., & Marques, M. J. (2017). Effects of grazing abandonment on soil multifunctionality: The role of plant functional traits. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 249, 215–225. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.013>
- Peña-Angulo, D., Khorchani, M., Errea, P., Lasanta, T., Martínez-Arnáiz, M., & Nadal-Romero, E. (2019). Factors explaining the diversity of land cover in abandoned fields in a Mediterranean mountain area. *CATENA*, 181, 104064. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.05.010>
- Pereira, E., Queiroz, C., Pereira, H. M., & Vicente, L. (2005). Ecosystem Services and Human Well-Being: A Participatory Study in a Mountain Community in Portugal. *Ecology and Society*, 10(2). <https://doi.org/10.5751/ES-01353-100214>
- Perović, V. (2018). Spatio-temporal analysis of land use/land cover change and its effects on soil erosion (Case study in the Oplenac wine-producing area, Serbia). *Environ Monit Assess*, 18.
- Perpiña Castillo, C., Jacobs-Crisioni, C., Diogo, V., & Lavalle, C. (2021). Modelling agricultural land abandonment in a fine spatial resolution multi-level land-use model: An application for the EU. *Environmental Modelling & Software*, 136, 104946. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104946>
- Petersson, L. K., Milberg, P., Bergstedt, J., Dahlgren, J., Felton, A. M., Götmarm, F., Salk, C., & Löf, M. (2019). Changing land use and increasing abundance of deer cause natural regeneration failure of oaks: Six decades of landscape-scale evidence. *Forest Ecology and Management*, 444, 299–307. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.037>
- Pham, V.-M., Van Nghiem, S., Van Pham, C., Luu, M. P. T., & Bui, Q.-T. (2021). Urbanization impact on landscape patterns in cultural heritage preservation sites: A case study of the complex of Huế Monuments, Vietnam. *Landscape Ecology*, 36(4), 1235–1260. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01189-0>

- Phillips, J. D. (2017). Soil Complexity and Pedogenesis. *Soil Science*, 182(4), 117–127. <https://doi.org/10.1097/SS.000000000000204>
- Piaggio, M., & Siikamäki, J. (2021). The value of forest water purification ecosystem services in Costa Rica. *Science of The Total Environment*, 789, 147952. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147952>
- Piché, N., & Keltling, D. L. (2015). Recovery of soil productivity with forest succession on abandoned agricultural land: Soil recovery on former agricultural lands. *Restoration Ecology*, 23(5), 645–654. <https://doi.org/10.1111/rec.12241>
- Plieninger, T., Höchtl, F., & Spek, T. (2006). Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. *Environmental Science & Policy*, 9(4), 317–321. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.03.001>
- Plieninger, T., Hui, C., Gaertner, M., & Huntsinger, L. (2014). The Impact of Land Abandonment on Species Richness and Abundance in the Mediterranean Basin: A Meta-Analysis. *PLoS ONE*, 9(5), e98355. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098355>
- Pointereau, P., Coulon, F., Girard, P., Lambotte, M., Stuczynski, T., Sánchez Ortega, V., & Del Rio, A. (2008). *Analysis of Farmland Abandonment and the Extent and Location of Agricultural Areas that are Actually Abandoned or are in Risk to be Abandoned*. European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability. <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/analysis-farmland-abandonment-and-extent-and-location-agricultural-areas-are-actually>
- Post, W. M., & Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3), 317–327. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>
- Potapov, P., Turubanova, S., Hansen, M. C., Tyukavina, A., Zalles, V., Khan, A., Song, X.-P., Pickens, A., Shen, Q., & Cortez, J. (2022). Global maps of cropland extent and change show accelerated cropland expansion in the twenty-first century. *Nature Food*, 3(1), 19–28. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00429-z>
- Potier, Moigny, Lère, & Fougeroud. (2019). *Atlas des sols du Puy-de-Dôme*. Chambre d'agriculture du Puy-de-Dôme.
- Primack, R. (2014). *Essentials of Conservation Biology* (6th ed.). Oxford university Press, Oxford.
- Prodon, R., & Lebreton, J.-D. (1981). Breeding Avifauna of a Mediterranean Succession: The Holm oak and Cork Oak Series in the Eastern Pyrenees, 1. Analysis and Modelling of the Structure Gradient. *Oikos*, 37(1), 21. <https://doi.org/10.2307/3544069>
- Pronk, J. (2002). *The Amsterdam Declaration on Global Change* (pp. 207–208). https://doi.org/10.1007/978-3-642-19016-2_40
- Qin, X., Sun, J., & Wang, X. (2018). Plant coverage is more sensitive than species diversity in indicating the dynamics of the above-ground biomass along a precipitation gradient on the Tibetan Plateau. *Ecological Indicators*, 84, 507–514. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.013>
- Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C., & Lindborg, R. (2014). Farmland abandonment: Threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(5), 288–296. <https://doi.org/10.1890/120348>
- Quétiér, F., Lavorel, S., Thuiller, W., & Davies, I. (2007). Plant-Trait-Based Modeling Assessment of Ecosystem-Service Sensitivity to Land-Use Change. *Ecological Applications*, 17(8), 2377–2386.
- Quintas-Soriano, C., Castro, A. J., Castro, H., & García-Llorente, M. (2016). Impacts of land use change on ecosystem services and implications for human well-being in Spanish drylands. *Land Use Policy*, 54, 534–548. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.011>
- Ramankutty, N., & Foley, J. A. (1999). Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4), 997–1027. <https://doi.org/10.1029/1999GB900046>
- Ravetz, J., Fertner, C., & Nielsen, T. S. (2013). The Dynamics of Peri-Urbanization. In K. Nilsson, S. Pauleit, S. Bell, C. Aalbers, & T. A. Sick Nielsen (Eds.), *Peri-urban futures: Scenarios and models for land use change in Europe* (pp. 13–44). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-30529-0_2
- Raymond, C. M., Bryan, B. A., MacDonald, D. H., Cast, A., Strathearn, S., Grandgirard, A., & Kalivas, T. (2009). Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics*, 68(5), 1301–1315. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.12.006>
- Reed, M. S., Hubacek, K., Bonn, A., Burt, T. P., Holden, J., Stringer, L. C., Beharry-Borg, N., Buckmaster, S., Chapman, D., Chapman, P. J., Clay, G. D., Cornell, S. J., Dougill, A. J., Evely, A. C., Fraser, E. D. G., Jin, N., Irvine, B. J., Kirkby, M. J., Kunin, W. E., ... Worrall, F. (2013). Anticipating and Managing Future Trade-offs and Complementarities between Ecosystem Services. *Ecology and Society*, 18(1), art5. <https://doi.org/10.5751/ES-04924-180105>
- Regos, A., Domínguez, J., Gil-Tena, A., Brotons, L., Ninyerola, M., & Pons, X. (2016). Rural abandoned landscapes and bird assemblages: Winners and losers in the rewilding of a marginal mountain area (NW Spain). *Regional Environmental Change*, 16(1), 199–211. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0740-7>
- Ren, Y., Lü, Y., Fu, B., & Zhang, K. (2017). Biodiversity and Ecosystem Functional Enhancement by Forest Restoration: A Meta-analysis in China. *Land Degradation & Development*, 28(7), 2062–2073. <https://doi.org/10.1002/ldr.2728>
- Renard, K. G. (1997). *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service.
- Rey Benayas, J. M. (2007). Abandonment of agricultural land: An overview of drivers and consequences. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 2(057). <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20072057>
- Ridder, B. (2007). The Naturalness versus Wildness Debate: Ambiguity, Inconsistency, and Unattainable Objectivity. *Restoration Ecology*, 15(1), 8–12. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00184.x>
- Ridder, B. (2008). Questioning the ecosystem services argument for biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17(4), 781–790. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9316-5>
- Rinaudo, Y. (1987). Un travail en plus: Les paysans d'un métier a l'autre (vers 1830-vers 1950). *Annales. Histoire, Sciences Sociales*, 42(2), 283–302. <https://doi.org/10.3406/ahess.1987.283384>

- Robinson, M., Cognard-Plancq, A.-L., Cosandey, C., David, J., Durand, P., Führer, H.-W., Hall, R., Hendriques, M. O., Marc, V., McCarthy, R., McDonnell, M., Martin, C., Nisbet, T., O’Dea, P., Rodgers, M., & Zollner, A. (2003). Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: A European perspective. *Forest Ecology and Management*, 186(1–3), 85–97. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00238-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00238-X)
- Robinson, S. J. B., van den Berg, E., Meirelles, G. S., & Ostle, N. (2015). Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2273–2291. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0982-9>
- Rodríguez-Carreras, R., Úbeda, X., Outeiro, L., & Asperó, F. (2014). Perceptions of social and environmental changes in a Mediterranean forest during the last 100 years: The Gavarres Massif. *Journal of Environmental Management*, 138, 75–86. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.08.013>
- Rogge, E., Nevens, F., & Gulinck, H. (2007). Perception of rural landscapes in Flanders: Looking beyond aesthetics. *Landscape and Urban Planning*, 82(4), 159–174. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.006>
- Roux, C. (2017). *De la Limagne à la chaîne des Puys. Approche analytique intégrative pour l’étude des végétations actuelles et potentielles en moyenne montagne tempérée*. Université Clermont Auvergne.
- Ruskule, A., Nikodemus, O., Kasparinska, Z., Kasparinskis, R., & Brūmelis, G. (2012). Patterns of afforestation on abandoned agriculture land in Latvia. *Agroforestry Systems*, 85(2), 215–231. <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9495-7>
- Ruskule, A., Nikodemus, O., Kasparinskis, R., Bell, S., & Urtane, I. (2013). The perception of abandoned farmland by local people and experts: Landscape value and perspectives on future land use. *Landscape and Urban Planning*, 115, 49–61. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.03.012>
- Šantrůčková, M., Demková, K., Weber, M., Lipský, Z., & Dostálek, J. (2017). Long term changes in water areas and wetlands in an intensively farmed landscape: A case study from the Czech Republic. *European Countryside*, 9(1), 132–144. <https://doi.org/10.1515/euco-2017-0008>
- Sarmiento, R., Alves-Costa, C. P., Ayub, A., & Mello, M. A. R. (2014). Partitioning of seed dispersal services between birds and bats in a fragment of the Brazilian Atlantic Forest. *Zoologia (Curitiba)*, 31(3), 245–255. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702014000300006>
- Saxton, K. E., Rawls, W. J., Romberger, J. S., & Papendick, R. I. (1986). *Estimating Generalized Soil-water Characteristics from Texture*. 7.
- Schenk, A., Hunziker, M., & Kienast, F. (2007). Factors influencing the acceptance of nature conservation measures—A qualitative study in Switzerland. *Journal of Environmental Management*, 83(1), 66–79. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.01.010>
- Schnitzler, A. (2014). Towards a new European wilderness: Embracing unmanaged forest growth and the decolonisation of nature. *Landscape and Urban Planning*, 126, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.011>
- Schnitzler, & Génot. (2012). *La France des friches: De la ruralité à la féralité* (Éditions Quae).
- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I. C., Araújo, M. B., Arnell, N. W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T. R., Gracia, C. A., Vega-Leinert, A. C. de la, Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J. I., Kankaanpää, S., Klein, R. J. T., Lavorel, S., Lindner, M., ... Rounsevell..., M. (2005). Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe. *Science, New Series*, 310(5752), 1333–1337.
- Schröter, M., Barton, D. N., Remme, R. P., & Hein, L. (2014). Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. *Ecological Indicators*, 36, 539–551. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.018>
- Sevenant, M., & Antrop, M. (2010). The use of latent classes to identify individual differences in the importance of landscape dimensions for aesthetic preference. *Land Use Policy*, 27(3), 827–842. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.11.002>
- Shackleton, C. M., Ruwanza, S., Sinasson Sanni, G. K., Bennett, S., De Lacy, P., Modipa, R., Mtati, N., Sachikonye, M., & Thondhlana, G. (2016). Unpacking Pandora’s Box: Understanding and Categorising Ecosystem Disservices for Environmental Management and Human Wellbeing. *Ecosystems*, 19(4), 587–600. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9952-z>
- Shaw, B. J., van Vliet, J., & Verburg, P. H. (2020). The peri-urbanization of Europe: A systematic review of a multifaceted process. *Landscape and Urban Planning*, 196, 103733. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103733>
- Sikora, L. J., & Stott, D. E. (2015). Soil Organic Carbon and Nitrogen. In J. W. Doran & A. J. Jones (Eds.), *SSSA Special Publications* (pp. 157–167). Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2136/sssaspepub49.c9>
- Singh, M., Sarkar, B., Sarkar, S., Churchman, J., Bolan, N., Mandal, S., Menon, M., Purakayastha, T. J., & Beerling, D. J. (2018). Stabilization of Soil Organic Carbon as Influenced by Clay Mineralogy. In *Advances in Agronomy* (Vol. 148, pp. 33–84). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.11.001>
- Sitzia, T., Semenzato, P., & Trentanovi, G. (2010). Natural reforestation is changing spatial patterns of rural mountain and hill landscapes: A global overview. *Forest Ecology and Management*, 259(8), 1354–1362. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.048>
- Sluis, T. V. D., Kizos, T., & Pedroli, B. (2014). Landscape Change in Mediterranean Farmlands: Impacts of Land Abandonment on Cultivation Terraces in Portofino (Italy) and Lesvos (Greece). *Journal of Landscape Ecology*, 7(1), 23–44. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2014-0008>
- Smallbone, L. T., Matthews, A., & Lunt, I. D. (2014). Regrowth provides complementary habitat for woodland birds of conservation concern in a regenerating agricultural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 124, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.003>
- Spohn, M., Novák, T. J., Ince, J., & Giani, L. (2016). Dynamics of soil carbon, nitrogen, and phosphorus in calcareous soils after land-use abandonment – A chronosequence study. *Plant and Soil*, 401(1–2), 185–196. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2513-6>

- Stanchi, S., Falsone, G., & Bonifacio, E. (2015). Soil aggregation, erodibility, and erosion rates in mountain soils (NW Alps, Italy). *Solid Earth*, 6(2), 403–414. <https://doi.org/10.5194/se-6-403-2015>
- Steffan-Dewenter, I., & Tschamtkke, T. (2001). Succession of bee communities on fallows. *Ecography*, 24(1), 83–93. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2001.240110.x>
- Stelling, F. (2017). Nature strikes back or nature heals? Can perceptions of regrowth in a post-agricultural landscape in South-eastern Australia be used in management interventions for biodiversity outcomes? *Landscape and Urban Planning*, 9.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L., & Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 22–46. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>
- Tasser, E., & Tappeiner, U. (2002). Impact of Land Use Changes on Mountain Vegetation. *Applied Vegetation Science*, 5(2), 173–184.
- Teixeira, H. M., Cardoso, I. M., Bianchi, F. J. J. A., da Cruz Silva, A., Jamme, D., & Peña-Claros, M. (2020). Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, 457, 117696. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117696>
- Termorshuizen, J. W., & Opdam, P. (2009). Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology*, 24(8), 1037–1052. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9314-8>
- Tian, G., Kang, B. T., & Brussaard, L. (1992). Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions—Decomposition and nutrient release. *Soil Biology and Biochemistry*, 24(10), 1051–1060. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90035-V](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90035-V)
- Tomitaka, M., Uchihara, S., Goto, A., & Sasaki, T. (2021). Species richness and flower color diversity determine aesthetic preferences of natural-park and urban-park visitors for plant communities. *Environmental and Sustainability Indicators*, 11, 100130. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100130>
- Tveit, M., Ode, Å., & Fry, G. (2006). Key concepts in a framework for analysing visual landscape character. *Landscape Research*, 31(3), 229–255. <https://doi.org/10.1080/01426390600783269>
- Uchida, K., Hiraiwa, M. K., & Cadotte, M. W. (2019). Non-random loss of phylogenetically distinct rare species degrades phylogenetic diversity in semi-natural grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 56(6), 1419–1428. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13386>
- Ulrich, R. S. (1986). Human responses to vegetation and landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 13, 29–44. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(86\)90005-8](https://doi.org/10.1016/0169-2046(86)90005-8)
- UN, C. on environment and development. (1992). Rio Declaration on Environment and Development. *International Legal Materials*, 31(4), 874–880.
- Ustaoglu, E., & Collier, M. J. (2018). Farmland abandonment in Europe: An overview of drivers, consequences, and assessment of the sustainability implications. *Environmental Reviews*, 26(4), 396–416. <https://doi.org/10.1139/er-2018-0001>
- Vacek, S., Vacek, Z., Kalousková, I., Cukor, J., Bílek, L., Moser, W. K., Bulušek, D., Podrázský, V., & Řeháček, D. (2017). Sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) stands on former agricultural land in the Sudetes – evaluation of ecological value and production potential. *Dendrobiology*, 79, 61–76. <https://doi.org/10.12657/denbio.079.006>
- van der Sluis, T., Pedrolí, B., Kristensen, S. B. P., Lavinia Cosor, G., & Pavlis, E. (2016). Changing land use intensity in Europe – Recent processes in selected case studies. *Land Use Policy*, 57, 777–785. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.12.005>
- van der Zanden, E. H., Carvalho-Ribeiro, S. M., & Verburg, P. H. (2018). Abandonment landscapes: User attitudes, alternative futures and land management in Castro Laboreiro, Portugal. *Regional Environmental Change*, 18(5), 1509–1520. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1294-x>
- van Hall, R. L., Cammeraat, L. H., Keesstra, S. D., & Zorn, M. (2017). Impact of secondary vegetation succession on soil quality in a humid Mediterranean landscape. *CATENA*, 149, 836–843. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.021>
- van Ruijven, J., & Berendse, F. (2005). Diversity–productivity relationships: Initial effects, long-term patterns, and underlying mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(3), 695–700. <https://doi.org/10.1073/pnas.0407524102>
- van Vliet, J., de Groot, H. L. F., Rietveld, P., & Verburg, P. H. (2015). Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 133, 24–36. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.001>
- van Zanten, B. T., Verburg, P. H., Espinosa, M., Gomez-y-Paloma, S., Galimberti, G., Kantelhardt, J., Kapfer, M., Lefebvre, M., Manrique, R., Piore, A., Raggi, M., Schaller, L., Targetti, S., Zasada, I., & Viaggi, D. (2014). European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(2), 309–325. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0183-4>
- Vaz, A. S., Kueffer, C., Kull, C. A., Richardson, D. M., Vicente, J. R., Kühn, I., Schröter, M., Hauck, J., Bonn, A., & Honrado, J. P. (2017). Integrating ecosystem services and disservices: Insights from plant invasions. *Ecosystem Services*, 23, 94–107. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.017>
- Vihervaara, P., Rönkä, M., & Walls, M. (2010). Trends in Ecosystem Service Research: Early Steps and Current Drivers. *AMBIO*, 39(4), 314–324. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0048-x>
- Vila Subirós, J., Rodríguez-Carreras, R., Varga, D., Ribas, A., Úbeda, X., Asperó, F., Llausàs, A., & Outeiro, L. (2016). Stakeholder Perceptions of Landscape Changes in the Mediterranean Mountains of the North-Eastern Iberian Peninsula. *Land Degradation & Development*, 27(5), 1354–1365. <https://doi.org/10.1002/ldr.2337>
- Villamagna, A. M., Angermeier, P. L., & Bennett, E. M. (2013). Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity*, 15, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004>

- Vincini, M. (1999). The effect of abandoning agricultural activity on the LS factors of the erosion models in the Perino Valley: Simulation using GIS technique. *Genio Rurale*, 62(1), 58–64.
- von Doehren, P., & Haase, D. (2015). Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecological Indicators*, 52, 490–497. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.027>
- von Döhren, P., & Haase, D. (2015). Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. *Ecological Indicators*, 52, 490–497. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.027>
- Walther, P. (1986). Land Abandonment in the Swiss Alps: A New Understanding of a Land-Use Problem. *Mountain Research and Development*, 6(4), 305. <https://doi.org/10.2307/3673371>
- Wandl, D. I. A., Nadin, V., Zonneveld, W., & Rooij, R. (2014). Beyond urban–rural classifications: Characterising and mapping territories-in-between across Europe. *Landscape and Urban Planning*, 130, 50–63. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.06.010>
- Wang, C., Gao, Q., Wang, X., & Yu, M. (2015). Decadal Trend in Agricultural Abandonment and Woodland Expansion in an Agro-Pastoral Transition Band in Northern China. *PLOS ONE*, 10(11), e0142113. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142113>
- Wang, C., Li, L., Yan, Y., Cai, Y., Xu, D., Wang, X., Chen, J., & Xin, X. (2021). Effects of cultivation and agricultural abandonment on soil carbon, nitrogen and phosphorus in a meadow steppe in eastern Inner Mongolia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 309, 107284. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107284>
- Wang, Z., Hou, Y., Fang, H., Yu, D., Zhang, M., Xu, C., Chen, M., & Sun, L. (2012). Effects of plant species diversity on soil conservation and stability in the secondary succession phases of a semihumid evergreen broadleaf forest in China. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(4), 311–320. <https://doi.org/10.2489/jswc.67.4.311>
- Whittaker, R. H. (1971). *Communities and Ecosystems* (Underlining edition). The MacMillan Company.
- Willaarts, B. A. (2012). Assessing the ecosystem services supplied by freshwater flows in Mediterranean agroecosystems. *Agricultural Water Management*, 11.
- Williams, J. R., Renard, K. G., & Dyke, P. T. (1983). EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity. *Journal of Soil and Water Conservation*. https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=EPIC%3A+a+new+method+for+assessing+erosion%27s+effect+on+soil+productivity&author=Williams%2C+J.R.&publication_year=1983
- Willig, M. R., Presley, S. J., Bloch, C. P., Hice, C. L., Yanoviak, S. P., Díaz, M. M., Chauca, L. A., Pacheco, V., & Weaver, S. C. (2007). Phyllostomid Bats of Lowland Amazonia: Effects of Habitat Alteration on Abundance. *Biotropica*, 39(6), 737–746. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00322.x>
- Wilson, M. A., & Carpenter, S. R. (1999). Economic Valuation of Freshwater Ecosystem Services in the United States: 1971–1997. *Ecological Applications*, 9(3), 772. <https://doi.org/10.2307/2641328>
- Winbourne, J. B., Feng, A., Reynolds, L., Piotta, D., Hastings, M. G., & Porder, S. (2018). Nitrogen cycling during secondary succession in Atlantic Forest of Bahia, Brazil. *Scientific Reports*, 8(1), 1377. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19403-0>
- Wolff, S., Schulp, C. J. E., & Verburg, P. H. (2015). Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*, 55, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.016>
- World Commission on Environment and Development. (1987). *Our Common Future*. Oxford University Press.
- Yahdjian, L., Tognetti, P. M., & Chaneton, E. J. (2017). Plant functional composition affects soil processes in novel successional grasslands. *Functional Ecology*, 31(9), 1813–1823. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12885>
- Yamagishi, K., Kizaki, K., Shinohara, Y., Hirata, R., & Ito, S. (2022). Effects of weeding the shrub layer during thinning on surface soil erosion in a hinoki plantation. *CATENA*, 209, 105799. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105799>
- Yan, J., Wang, Y., Zhou, G., & Zhang, D. (2006). Estimates of soil respiration and net primary production of three forests at different succession stages in South China: ESTIMATES OF SOIL RESPIRATION AND NPP. *Global Change Biology*, 12(5), 810–821. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01141.x>
- Yang, Y., Zhang, S., Yang, J., Chang, L., Bu, K., & Xing, X. (2014). A review of historical reconstruction methods of land use/land cover. *Journal of Geographical Sciences*, 24(4), 746–766. <https://doi.org/10.1007/s11442-014-1117-z>
- Yue, C., Ciais, P., Houghton, R. A., & Nassikas, A. A. (2020). Contribution of land use to the interannual variability of the land carbon cycle. *Nature Communications*, 11(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16953-8>
- Yue, J.-W., Guan, J.-H., Deng, L., Zhang, J.-G., Li, G., & Du, S. (2018). Allocation pattern and accumulation potential of carbon stock in natural spruce forests in northwest China. *PeerJ*, 6, e4859. <https://doi.org/10.7717/peerj.4859>
- Yue, K., De Frenne, P., Fornara, D. A., Van Meerbeek, K., Li, W., Peng, X., Ni, X., Peng, Y., Wu, F., Yang, Y., & Peñuelas, J. (2021). Global patterns and drivers of rainfall partitioning by trees and shrubs. *Global Change Biology*, 27(14), 3350–3357. <https://doi.org/10.1111/gcb.15644>
- Zagaria, C., Schulp, C. J. E., Kizos, T., Gounaridis, D., & Verburg, P. H. (2017). Cultural landscapes and behavioral transformations: An agent-based model for the simulation and discussion of alternative landscape futures in East Lesvos, Greece. *Land Use Policy*, 65, 26–44. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.03.022>
- Zagaria, C., Schulp, C. J. E., Kizos, T., & Verburg, P. H. (2018). Perspectives of farmers and tourists on agricultural abandonment in east Lesvos, Greece. *Regional Environmental Change*, 18(5), 1467–1479. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1276-4>
- Zakkak, S., Halley, J. M., Akriotis, T., & Kati, V. (2015). Lizards along an agricultural land abandonment gradient in Pindos Mountains, Greece. *Amphibia-Reptilia*, 36(3), 253–264. <https://doi.org/10.1163/15685381-00003002>
- Zakkak, S., Radovic, A., Panitsa, M., Vassilev, K., Shuka, L., Kuttner, M., Schindler, S., & Kati, V. (2018). Vegetation patterns along agricultural land abandonment in the Balkans. *Journal of Vegetation Science*, 29(5), 877–886. <https://doi.org/10.1111/jvs.12670>

- Zarovali, M. P., Yiakoulaki, M. D., & Papanastasis, V. P. (2007). Effects of shrub encroachment on herbage production and nutritive value in semi-arid Mediterranean grasslands. *Grass and Forage Science*, *62*(3), 355–363. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00590.x>
- Zhang, H., Lei, J., Wang, H., Xu, C., & Yin, Y. (2022). Study on Dynamic Changes of Soil Erosion in the North and South Mountains of Lanzhou. *Water*, *14*(15), 2388. <https://doi.org/10.3390/w14152388>
- Zhang, K., Cheng, X., Dang, H., Ye, C., Zhang, Y., & Zhang, Q. (2013). Linking litter production, quality and decomposition to vegetation succession following agricultural abandonment. *Soil Biology and Biochemistry*, *57*, 803–813. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.08.005>
- Zhang, Q., Lv, X., Yu, X., Ni, Y., Ma, L., & Liu, Z. (2022). Species and spatial differences in vegetation rainfall interception capacity: A synthesis and meta-analysis in China. *CATENA*, *213*, 106223. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106223>
- Zhongming, W., Lees, B. G., Feng, J., Wanning, L., & Haijing, S. (2010). Stratified vegetation cover index: A new way to assess vegetation impact on soil erosion. *CATENA*, *83*(1), 87–93. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.07.006>
- Zhu, G., Tang, Z., Shanguan, Z., Peng, C., & Deng, L. (2019). Factors Affecting the Spatial and Temporal Variations in Soil Erodibility of China. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, *124*(3), 737–749. <https://doi.org/10.1029/2018JF004918>
- Zianis, D., & Mencuccini, M. (2004). On simplifying allometric analyses of forest biomass. *Forest Ecology and Management*, *187*(2–3), 311–332. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.007>
- Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., & Mataix-Beneyto, J. (2009). Comparison of Soil Physical, Chemical, and Biochemical Properties Among Native Forest, Maintained and Abandoned Almond Orchards in Mountainous Areas of Eastern Spain. *Arid Land Research and Management*, *23*(4), 267–282. <https://doi.org/10.1080/15324980903231868>

Annexes

Annexe 1 Carte géologique harmonisée 50000e	194
Annexe 2 Cartes pédologiques	196
Annexe 3 Détails des paramètres pédologiques et de fertilité.....	202
Annexe 4 Équations allométriques pour le calcul de la biomasse des arbres.....	208
Annexe 5 Détails du stock de carbone.....	211
Annexe 6 Structure of the interviews	215
Annexe 7 Complete list of words and expressions used to refer to old fields.....	216
Annexe 8 Descriptif de l'enquête envoyé aux mairies.....	217
Annexe 9 Détails du questionnaire	218
Annexe 10 Détail des répondants au questionnaire.....	220
Annexe 11 Position des répondants vis-à-vis de la libre évolution en fonction de la fréquence de leur pratique.....	222

Annexe 1 Carte géologique harmonisée 50000e



	Formation résiduelle dérivée de l'Oligocène de Limagne : Matériaux fins argilo-calcaires, cailloutis cryoclastiques, sables, plus ou moins colluvionnés sur substrat de marnes et calcaires		Alluvions fluviales anciennes de moyenne terrasse (Pleistocène moyen-Riss)
	Volcanisme du Quaternaire récent (Holocène) de la Chaîne des Puys : Basaltes, basaltes à amphibole, basaltes à augite-olivine, basaltes à augite-olivine-amphibole		Alluvions fluviales anciennes de basse terrasse (Pleistocène supérieur-Würm)
	Socle hercynien. Massif de Champs-Royat : granite-monzogranite porphyroïde à biotite type Royat-Theix		Colluvions argilo-calcaires, parfois sableuses (Oligocène marno-calcaire démantelé)
	Socle hercynien. Granite-granodiorite de Courmouls - Saint-Nectaire : granite mésocrate à grain moyen à biotite, parfois muscovite et/ou cordiérite pinitisée		Colluvions-nappes de blocs de roches plutoniques et/ou métamorphiques et/ou volcaniques
	Volcanisme pliocène du plateau des Dômes : Trachybasaltes (Montagne de la Serre, Puy d'Alou)		Volcanisme du Sancy (Pleistocène inférieur à moyen) ou du Mont-Dore (Pliocène supérieur à Pleistocène inférieur) : Dépôts d'avalanches de débris
	Volcanisme du Quaternaire récent (Holocène) de la Chaîne des Puys : Labradorites (leucobasaltes), labradorites à amphibole, à pyroxène, à amphibole et pyroxène		Bassins de la Limagne : Marnes et argiles beige à vertes, calcaires argileux, à Cypris
	Argiles et sables quartzo-feldspathiques, localement grésifiés (type bassins de Laschamp-la Jugie, de Chapuzat-Sauvagnat, de Herment-Lastic, d'Olby, Limagne, Ambert, Billom).		Alluvions fluviales anciennes de haute terrasse (Pleistocène moyen-Mindel)
	Complexe volcanique et volcano-sédimentaire viséen type Château-neuf, Ceyssat : Tufs et laves rhyolitiques à ignimbritiques, brèches, pyroclastites, conglomérats, schistes, grès, fréquemment métamorphisés (cornéennes ou Schistes tachetés)		Complexe de Limagne ("Terres Noires") (Marais d'Ussel d'Allier, de Saulzet, du Buron, de Saint-André-de-Coq, de Sarrivière) : Mélange d'alluvions fluviales et de colluvions
	Socle hercynien. Tonalite, diorite à microdiorite quartzique +/- hornblende et biotite (Beaune, Saint-Dier, Aydat, Forez)		Colluvions alimentées par des roches volcaniques diverses (pyroclastites, scories basaltiques, basaltes, rhyolites, picrites, etc.)
	Colluvions s. l. de versants, de fonds de vallées		Bassins de Limagne (Châteauguon, Gimeaux, Limagne) Calcaires argileux, marnes, schistes papyracés
	Éboulis alimentés par des roches volcaniques diverses selon le contexte (basanites, basaltes, pyroclastites, tephra etc.)		Volcanisme pliocène supérieur de la Limagne : Basaltes du Puy de Corent
	Alluvions fluviales actuelles à récentes (Holocène)		Volcanisme miocène inférieur à moyen de la Limagne et/ou du plateau des Dômes : Tufs et brèches pépéritiques (Miocène inférieur et moyen)
	Volcanisme miocène inférieur à moyen de la Limagne : Basanites et basaltes alcalins		Volcanisme miocène du plateau des Dômes s.l. : Ankaramites, basaltes

Bassins de la Limagne : Alternance de sables argileux, marnes, et calcaires (faciès de bordure de bassin)

Marnes, argiles et sables à Mélanies de Gergovie.

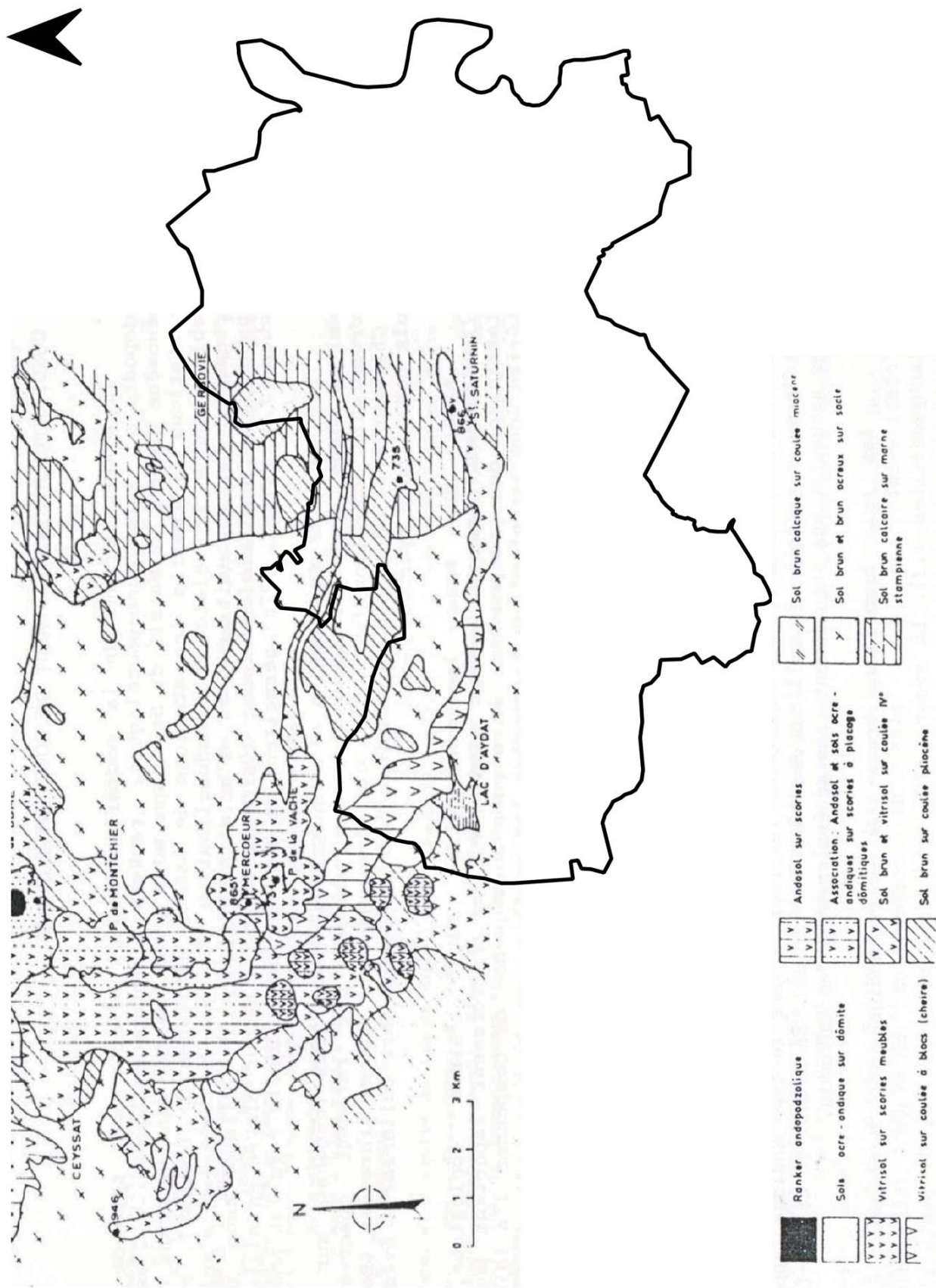
Calcaires mameux, calcaires lacustres, arkoses, de Gergovie

Volcanisme miocène du plateau des Dômes s.l. : Basanites (plateau de Châteaugay)

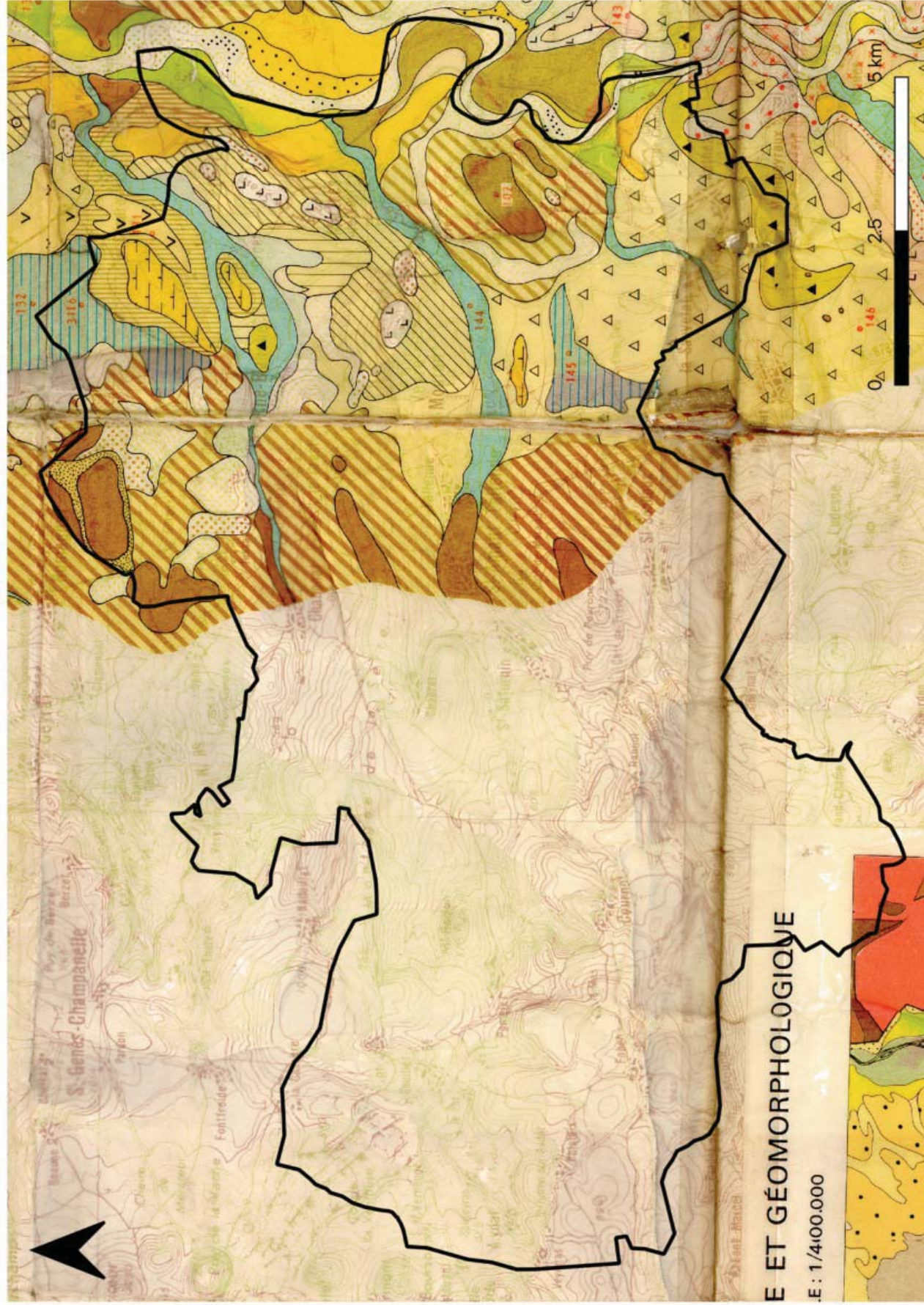
Annexe 2 Cartes pédologiques

Annexe 2. 1. Carte pédologique de la chaîne des Puys (Hétier, 1973) 197
Annexe 2. 2. Carte pédologique du val d'Allier (Callot, Bomand, Favrot, 1966) 198
Annexe 2. 3. Carte des pédopaysages du Puy-de-Dôme 200

Annexe 2. 1. Carte pédologique de la chaîne des Puys (Hétier, 1973)



Annexe 2. 2. Carte pédologique du val d'Allier (Callot, Bormand, Favrot, 1966)



Légende

Sols peu évolués d'apport : Sols alluviaux

Sols alluviaux jeunes

30 Sols sableux des berges de l'Allier et de la Dore

Sols bruns alluviaux

31 Sols des alluvions sableuses à limoneuses de l'Allier et de ses affluents

32 Sols des alluvions à texture équilibrée, à faible engorgement de profondeur

Sols alluviaux hydromorphes

41 Sols des alluvions à texture grossière des ruisseaux, à horizon de pseudogley

42 Sols des alluvions sableuses de la Dore, à pseudogley le profond

43 Sols des alluvions argileuses de l'Allier et de la Dore, à gley profond

Sols alluviaux calcaires hydromorphes

44 Sols des alluvions argileuses des ruisseaux drainant les biefs marno-calcaires, à gley profond

45 Sols des alluvions argileuses de la Vayre et de l'Azon, à pseudogley

46 Sols des alluvions de la Morge et des Couzas, à imbrégnations calcaires et à nappe circulaire peu profonde

Associations de sols calcimorphes

81 Sols des affleurements marnieux colluvionnés par le calcaire des terrasses

82 Sols bruns calcaires et sols bruns calciques, sur marnes et colluvions basaltiques

83 Sols bruns calcaires sur marnes colluvionnées par les éléments pépéritiques

84 Sols bruns calcaires sur marnes et sols bruns calciques d'anciennes surfaces d'érosion

Associations et complexes de sols

91 Rankers et sols bruns acides

92 1. sur arènes granitiques et grésiques

93 2. sur schistes et micachistes

94 Lithosols et sols bruns sur basaltes

95 Sols bruns et sols bruns hydromorphes sur grès et schistes houillers

96 Sols bruns et sols lessivés sur formations stampiennes détritiques et sur terrasses de la région de Couzance

97 Complexe de sols bruns calcaires sur marnes, de sols bruns et de sols lessivés sur argiles à graviers pliocène

98 Complexe de sols bruns acides, de sols lessivés et de sols lessivés hydromorphes des formations détritiques de la vallée de la Dore

99 Complexe de sols sur sables et marnes burdigaliennes colluvionnées par les éboulis basaltiques du plateau de Cernovot, des côtes de Clermont et de Chateaufort

SOLS CALCO-MAGNÉSIMORPHES

Rendzines

70 Rendzines de pente forte sur calcaires stampiens

71 Rendzines de pente forte sur marno-calcaires stampiens

Sols bruns calcaires

81 Sols bruns calcaires, argileux, sur marno-calcaires stampiens

82 a. Sols colluviaux, généralement profonds, de pente faible

b. Sols à écaïls calcaires, de pente faible

c. Sols de la dépression de BLOM

83 Sols bruns calcaires sur marnes stampiennes

84 Sols bruns calcaires des entassements châtilliens et aquilaniens

85 Sols bruns calcaires sur grès calcaires et argiles, nappes du Stampien inférieur

86 Sols bruns calcaires des terrasses, irrégulièrement alluviaux

87 a. Basses terrasses colluvionnées

b. Terrasses moyennes à calcaires peu épais au substratum marnieux

c. Lambours de terrasses de bordiers occidentales Grande Limagne

d. Nappe alluviale de l'Arrière

e. Niveaux supérieurs d'alluvions récentes

Sols bruns calcaires hydromorphes

88 Sols bruns calcaires, à hydromorphie de profondeur, dépression marno-calcaire

Sols bruns calciques alluviaux

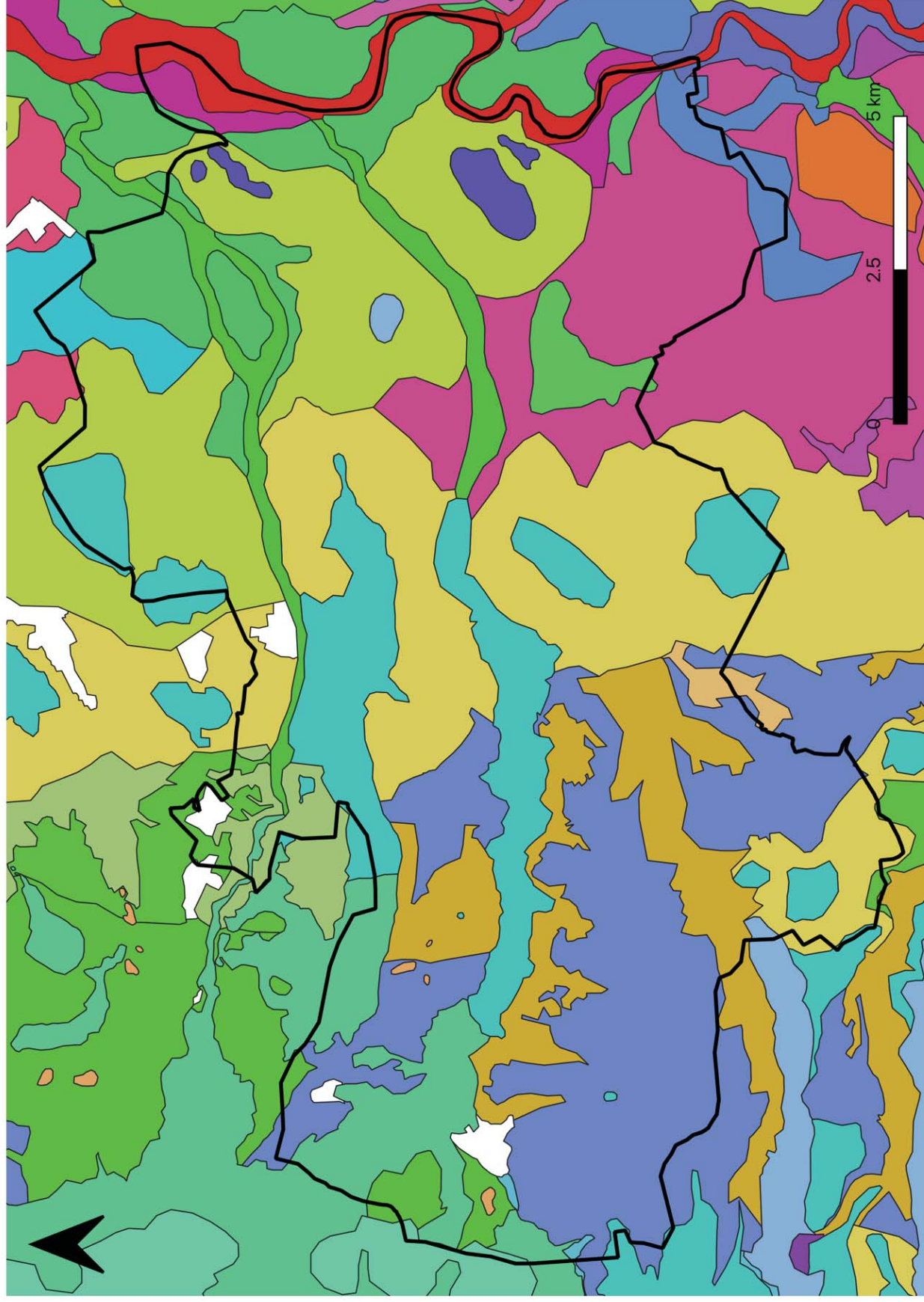
110 Sols bruns calciques sur argiles à graviers ou marnes stampiennes

111 a. Côtes d'épandage des ruisseaux de CLEMONT-FERRAND

b. Côte d'épandage du ruisseau de VOUC

112 Sols bruns calciques des terrasses à forte charge basale volcanique

Annexe 2. 3. Carte des pédopaysages du Puy-de-Dôme
(Genevois V., Guix N., Gaignard P.-B., Martin C., Party J.-P., Muller N., Vauthier Q., Rigou L., Pelletier A., F., Morel J.-M., 2019)



Unités cartographiques de sols

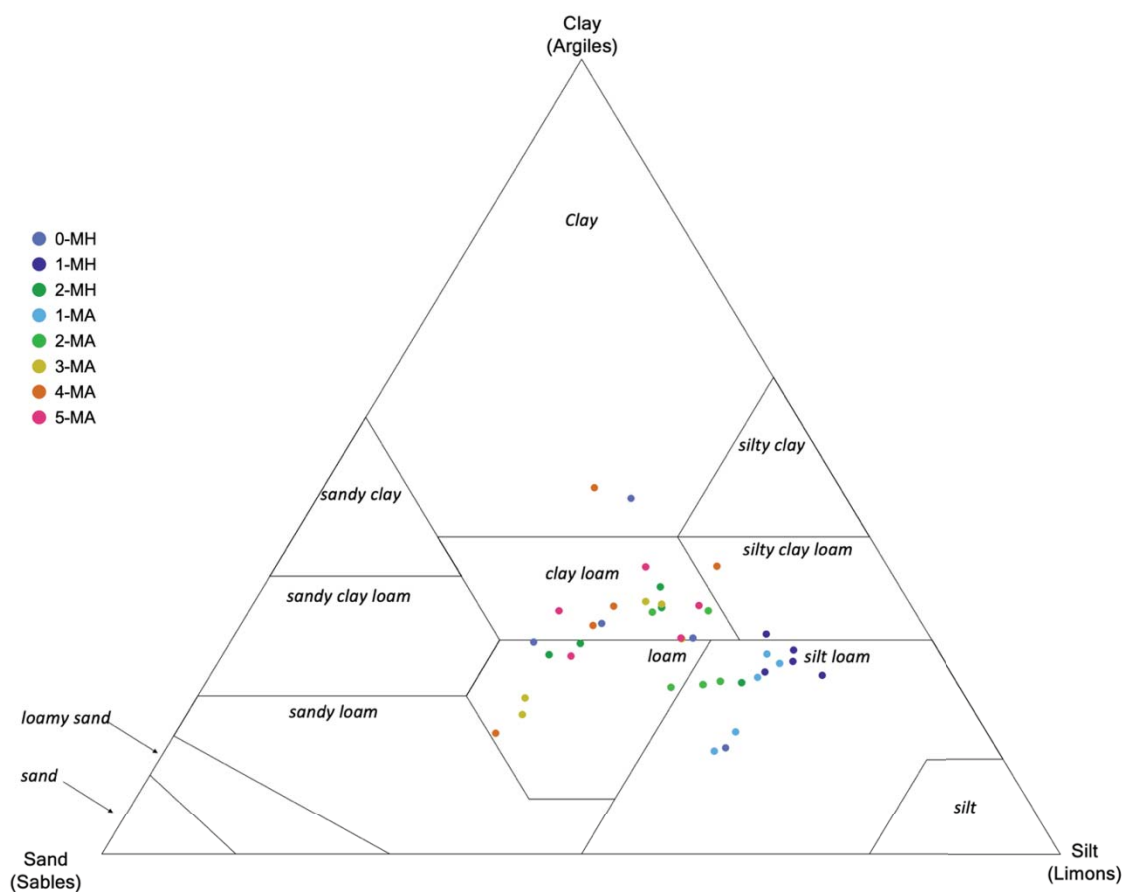
	Plaine alluviale inondable de l'Allier, à usages mixtes, sur alluvions et ou colluvions, de pentes très faibles
	Plaine alluviale cultivée de l'Allier Sols sablo-limoneux 65% / caillouteux parfois calcaires 20% / à hydromorphie de profondeur 15%
	Basses terrasses de l'Allier Sols limono-sableux parfois calcaires 60% / caillouteux parfois calcaire 30% / argileux calcaire peu épais 5% / hydromorphe 10%
	Moyennes terrasses de l'Allier Sols caillouteux parfois calcaire 50% / limono-sablo-argileux à hydromorphie de profondeur 20% / argileux calcaire peu épais 15% / calcaire 14% / hydromorphe 1%
	Fonds de vallées plats des affluents de rive gauche de l'Allier
	Marais de Limagne "Terres noires" cultivés marno-calcaires à pentes nulles à très faibles
	Groupes et bordures des marais de Limagne cultivés sur alluvions et marno-calcaires à pentes nulles à très faibles
	Vastes dépressions alluviales de marno-calcaires, majoritairement cultivées à pentes nulles à faibles
	Plaines marseuses au relief ondulé, majoritairement cultivées à pentes faibles à modérées
	Versants-glacis concaves au pied des plateaux calcaires, cultivés, à pentes nulles à faibles
	Plateaux marno-calcaires tabulaires à rebords marqués, majoritairement cultivés, à pentes nulles à faibles
	Rebords et talus des reliefs calcaires et des hautes terrasses, principalement cultivés, à pentes faibles à modérées
	Plaines marseuses au relief ondulé enrichies en colluvions volcaniques issus des coulées, cultivées, à pentes faibles à très fortes
	Versants convexo-concaves sur argiles détritiques rouges, cultivés et boisés, de pente faibles à modérées
	Pointements volcaniques et pépéritiques, boisés et pâturés, à pentes fortes à très fortes
	Sommets et versants plutôt rectilignes à pentes fortes à très fortes, principalement boisés, à sols superficiels
	Replats sommitaux et versants à pentes faibles à moyennes, principalement agricoles, à sols moyennement profonds à profonds
	Buttes et épandages volcaniques de la Comté Livradoise, sur matériaux sédimentaires carbonatés ou non, à usage mixte, de pentes modérées localement fortes
	Collines principalement cultivées et pâturées cristallines et cristallophylliennes de pentes faibles à très fortes
	Versants boisés cristallins et cristallophylliens à pentes très fortes
	Collines principalement cultivées et pâturées et versants boisés cristallins et cristallophylliens +/- recouverts de projections issues de la Chaîne des Puy, de pentes faibles à très fortes
	Collines ondulées sur granodiorite et cornéenne localement recouvertes par des projections volcaniques à usage mixte, à pentes faibles à moyennes
	Versants sur granodiorite et cornéenne localement recouvertes par des projections volcaniques forestiers, à pentes fortes
	Collines sur matériaux sédimentaires carbonatés ou non à pentes modérées à faibles à usage mixte
	Fond des vallées et vallons humides des matériaux volcaniques ou associés aux dépôts glaciaires et au socle de pente faible des pâtures et forêts
	Cuvettes et fonds de vallons humides sur matériaux volcaniques ou glaciaires de pente faible pâturés ou boisés non projectées
	Vallées encaissées des affluents de l'Allier à l'ouest des limagnes sur socle avec des influences volcaniques, boisées, à pentes fortes
	Cônes de scories et des dômes de la Chaîne des Puy à pentes moyenne à fortes des zones d'estives et forestières
	Plateaux inclinés des coulées et retombées de la Chaîne des Puy à pentes faibles à modérées des prairies et des bois
	Plateaux des coulées volcaniques, aux rebords marqués sur des formations carbonatées et du socle, sous une pluviométrie < 900 mm de pente faible à moyenne, localement forte à usage mixte
	Epandage d'avalanches de débris issus des Monts Dore au relief ondulé de pente faible à moyenne localement forte à usage mixte
	Plateaux des coulées volcaniques, aux rebords marqués sur des formations du socle de pentes moyennes à fortes sous une pluviométrie > à 900 mm, de pente faible à moyenne localement forte à usage mixte

Annexe 3 Détails des paramètres pédologiques et de fertilité

Annexe 3. 1. Texture des sols.....	202
Annexe 3. 2. Variables pédologiques et de fertilité aux différentes profondeurs	203
Annexe 3. 3. Tests de l'effet stade et de l'effet profondeur	205
Annexe 3. 4. Matrice de corrélation des paramètres	206
Annexe 3. 5. Teneur en SOC des parcelles	206
Annexe 3. 6. Teneur en azote de parcelles	207
Annexe 3. 7. Teneur en phosphore des parcelles	207

Annexe 3. 1. Texture des sols.

Positions des parcelles dans le triangle des textures par stades et formations, les valeurs sont la moyenne de des prélèvements à 0-10cm, 10-20cm et 20-30cm. Source : USDA



Annexe 3. 2. Variables pédologiques et de fertilité aux différentes profondeurs

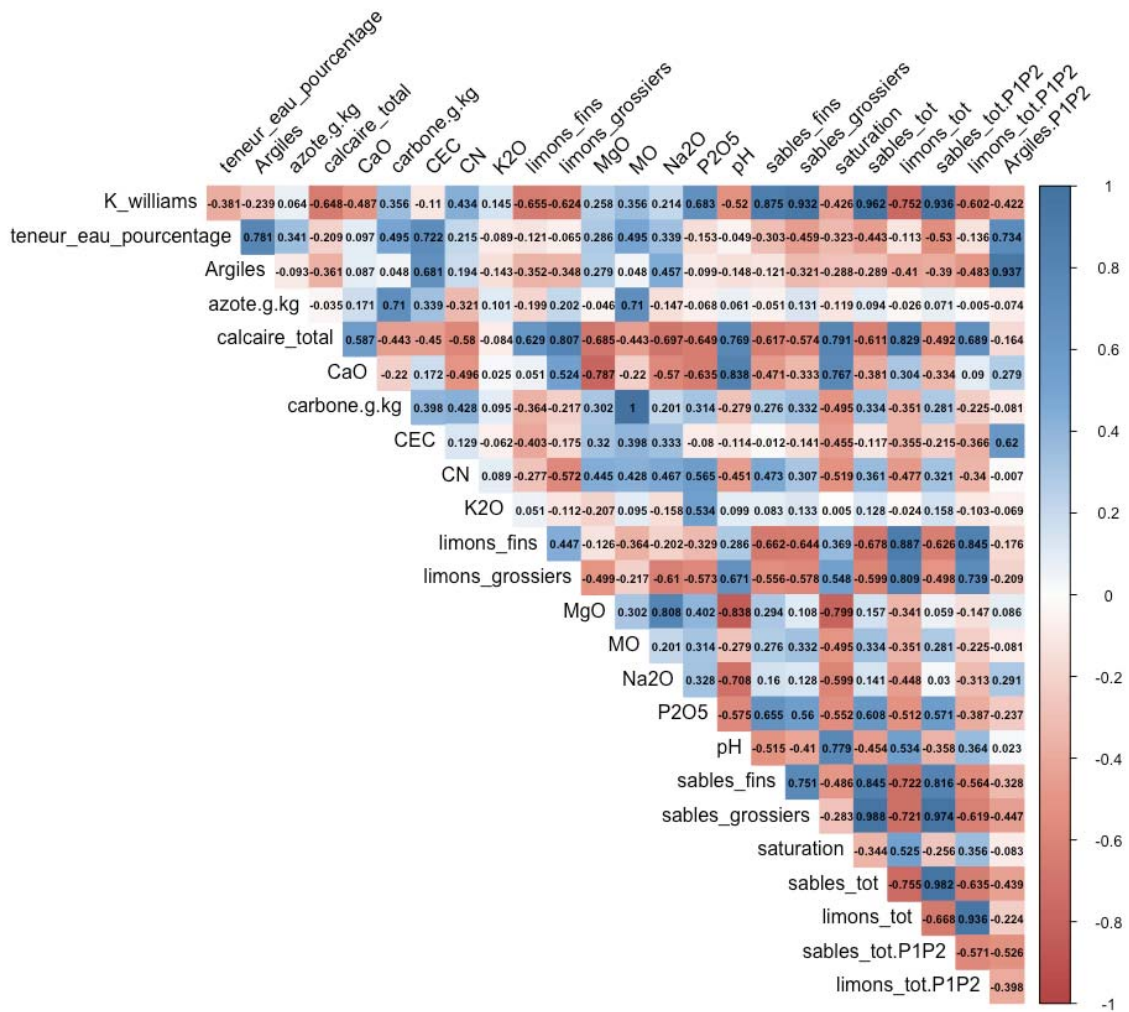
Variables	depth	0H		1H		2H		1A		2A		3A		4A		5A		
		Moyenne	SD	Moyenne	SD	Moyenne	SD	Moyenne	SD	Moyenne	SD	Moyenne	SD	Moyenne	SD	Moyenne	SD	
pH	0-10cm	7.16	0.95	8.36	0.18	8.26	0.21	8.11	0.2	8.34	0.2	8.11	0.18	7.92	0.55	7.77	0.61	6.84
	10-20cm	7.28	0.96	8.52	0.24	8.22	0.22	8.19	0.22	8.43	0.22	8.19	0.33	7.91	0.67	7.52	0.99	6.67
	20-30cm	7.47	0.94	8.59	0.22	8.29	0.22	8.31	0.21	8.31	0.21	8.31	0.28	7.84	0.63	7.68	0.8	6.49
CaO (g/kg)	0-10cm	9.82	3.97	13.05	0.47	13.64	0.47	13.64	0.58	13.17	0.81	13.85	1	12.29	2.74	12.68	3.02	7.61
	10-20cm	9.25	5.46	12.7	0.29	13.15	0.29	13.49	0.71	12.79	0.54	13.49	0.97	10.29	4.12	11.79	3.58	6.43
	20-30cm	9.44	5.04	12.04	0.61	12.81	0.61	12.81	0.63	12.22	0.42	13.06	1.1	10.35	3.86	12.27	2.06	6.16
K ₂ O (g/kg)	0-10cm	0.47	0.3	0.58	0.07	0.55	0.07	0.42	0.07	0.67	0.12	0.7	0.1	0.82	0.2	0.56	0.06	0.59
	10-20cm	0.26	0.15	0.41	0.06	0.37	0.06	0.37	0.03	0.5	0.09	0.44	0.03	0.55	0.2	0.31	0.05	0.35
	20-30cm	0.22	0.11	0.31	0.07	0.28	0.07	0.28	0.02	0.4	0.08	0.32	0.02	0.44	0.17	0.28	0.04	0.29
MgO (g/kg)	0-10cm	1.04	0.48	0.47	0.06	0.42	0.06	0.42	0.04	0.53	0.07	0.5	0.04	0.77	0.28	0.85	0.2	1.67
	10-20cm	0.89	0.34	0.43	0.07	0.37	0.07	0.43	0.05	0.46	0.07	0.43	0.05	0.5	0.1	0.68	0.1	1.48
	20-30cm	1.08	0.54	0.39	0.06	0.37	0.06	0.41	0.08	0.44	0.08	0.41	0.08	0.47	0.12	0.62	0.1	1.44
Na ₂ O (g/kg)	0-10cm	0.05	0.03	0.02	0	0.02	0	0.02	0	0.03	0	0.02	0	0.02	0	0.03	0	0.04
	10-20cm	0.04	0.02	0.03	0	0.02	0	0.02	0	0.03	0.01	0.02	0.01	0.03	0	0.05	0.02	0.05
	20-30cm	0.05	0.03	0.02	0	0.02	0	0.02	0	0.02	0	0.02	0.01	0.03	0.01	0.04	0.01	0.05
MO (%)	0-10cm	7.6	2.75	7.36	1.01	7.48	1.01	7.48	1.68	7.19	1.9	7.64	1.52	9.58	2.42	8.24	1.52	9.4
	10-20cm	4.15	1.7	4.03	0.8	3.91	0.8	3.91	0.42	4.33	1.11	4.89	1.96	4.39	0.92	4.8	1.6	4.4
	20-30cm	3.13	0.88	2.53	0.51	2.61	0.51	2.61	0.32	3.05	0.43	2.85	0.38	2.78	0.39	3.26	0.74	3.34
CEC (mEq/100g)	0-10cm	30.52	7.32	27.76	2.83	29.26	2.83	29.26	1.56	24.74	7.08	31.52	4	33.1	1.95	35.34	5.45	34.74
	10-20cm	27.04	5.97	25.62	1.83	26.82	1.83	26.82	2.6	25.92	2.51	28.68	3.88	23.88	5.1	27.42	6.98	27.78
	20-30cm	27.04	2.96	20.32	2.88	24.64	2.88	24.64	3.37	22.64	2.1	25.34	3.84	22.1	4.66	24.32	6.32	26.66
Saturation (%)	0-10cm	140.2	50.54	182	12.65	177.6	12.65	177.6	4.98	224.2	80.24	170.6	10.62	150.6	29.1	143.8	19.84	104.6
	10-20cm	135	51.92	189.8	10.47	185.8	10.47	185.8	10.4	190.2	13.14	180.2	13.59	164.6	39.06	169	19.58	112
	20-30cm	148.4	63.1	227	22.56	197.8	22.56	197.8	19.59	207.2	11.37	196.8	17.6	179.2	43.57	202.6	33.91	113.4
P ₂ O ₅ (g/kg)	0-10cm	0.032	0.016	0.017	0.002	0.025	0.002	0.025	0.014	0.021	0.004	0.028	0.015	0.1	0.066	0.035	0.024	0.079
	10-20cm	0.015	0.004	0.01	0.001	0.015	0.001	0.015	0.01	0.012	0.002	0.015	0.006	0.052	0.04	0.016	0.006	0.038
	20-30cm	0.01	0.004	0.006	0.001	0.011	0.001	0.011	0.008	0.008	0.002	0.011	0.007	0.038	0.039	0.014	0.006	0.031
Argiles (%)	0-10cm	37.22	14.61	42.36	14.89	42.58	14.89	42.58	4.37	41.4	14.59	41.18	1.7	33.26	11.22	39.66	13.31	26.86
	10-20cm	25.16	13.88	10.58	0.7	16.62	0.7	16.62	7.55	9.52	1.57	16.76	7.59	22.2	6.03	28.18	11.94	32.4
	20-30cm	23.08	10.67	17.32	3.4	18.6	3.4	18.6	6.35	13.22	1.96	22.72	10.86	21.42	5.15	27.02	11.39	31.14
Limons fins (%)	0-10cm	21.65	5.75	29.72	3.27	22.38	3.27	22.38	3.79	28.24	3.45	24.8	2.91	26.4	4.71	23.1	6.23	30.6
	10-20cm	21.44	3.54	38.88	1.84	26.16	1.84	26.16	6.35	38.36	7.72	24.88	6.35	22.78	3.26	20.88	3.67	24
	20-30cm	31.02	9.39	35.06	10.83	25.74	10.83	25.74	8.92	38.62	11	25.44	8.9	23.18	2.95	20.82	3.66	23.64

Limonos grossiers (%)	0-10cm	16.73	14.9	12.84	10.04	11.7	1.35	14.66	10.62	21.68	1.1	11.7	2.22	11.1	2.03	15.44	4.91	A
	10-20cm	14.48	6.91	21.6	1.21	20.88	2.17	21.6	2.25	20.18	3.28	15.58	3.39	15.9	5.67	12.52	2.4	B
	20-30cm	20.6	8.57	35.08	6.98	32.1	9.47	35.42	6.91	26.72	5.5	19.86	8.03	17.32	7.17	14	3.19	C
Sables fins (%)	0-10cm	10.3	1.98	7.94	1.05	10.2	1.79	8.02	1.38	9.1	2.33	10.18	2.59	8.84	2.55	10.24	0.83	A
	10-20cm	9.76	1.82	8.08	2.63	9.96	2.77	7.14	1.91	9.72	2.77	11.04	2.17	9.1	2.16	10.36	0.82	A
	20-30cm	9.12	2.39	5.54	1.61	7.1	2.82	4.08	1.54	7.56	2.33	10.2	2.68	8	1.92	10.26	0.94	B
Sables grossiers (%)	0-10cm	14.1	3.43	7.14	4.57	13.14	5.58	7.68	4.43	13.24	3.15	18.46	6.82	17.3	5.7	16.86	5.36	A
	10-20cm	29.16	9.83	20.86	0.85	26.38	4.16	23.38	6.94	28.46	5.38	28.4	10.1	25.94	13.08	20.72	7.26	B
	20-30cm	16.18	4.96	7	4.56	16.46	8.82	8.66	6.26	17.56	5.47	25.34	10.21	26.84	14.3	20.96	8.56	C
Calcaire total (%)	0-10cm	13.37	15.84	36.94	2.33	27.04	8.65	35.26	4.63	20.64	10.32	11.2	9.24	8.64	5.84	2.24	1.66	
	10-20cm	12.07	13.88	37.8	2.56	27.75	9.26	35.91	3.57	22.9	10.01	12.04	10.95	9.3	7.67	1.34	2.36	
	20-30cm	17.4	20.2	42.08	2.19	30.37	10.35	38.28	4.17	25.63	11.74	13.49	12.19	10.28	7.48	1.94	2.83	
Carbone organique (g/kg)	0-10cm	44.16	16	42.81	5.89	43.5	9.76	41.83	11.07	44.4	8.81	55.71	14.06	47.93	8.86	54.67	10.58	A
	10-20cm	24.13	9.86	23.43	4.68	22.71	2.46	25.19	6.43	28.43	11.41	25.51	5.33	27.9	9.29	25.59	1.4	B
	20-30cm	18.22	5.12	14.72	2.94	15.17	1.86	17.71	2.51	16.58	2.22	16.17	2.25	18.97	4.29	19.4	3.65	C
Azote (g/kg)	0-10cm	4.38	1.69	3.64	0.34	3.72	0.73	3.7	0.84	3.86	0.79	4.36	0.63	3.86	0.46	4.1	1.23	A
	10-20cm	2.32	1.08	2.12	0.46	2.04	0.36	2.36	0.63	2.26	0.3	1.86	0.38	1.92	0.3	1.96	0.22	B
	20-30cm	1.54	0.34	1.28	0.29	1.34	0.18	1.56	0.3	1.46	0.22	1.36	0.24	1.54	0.34	1.54	0.34	C
C:N	0-10cm	10.14	1.32	11.76	1.1	11.64	0.59	11.3	1.15	11.51	0.44	12.67	1.51	12.42	1.86	13.7	1.83	
	10-20cm	10.6	0.61	11.1	0.63	11.43	2.44	10.77	0.9	12.88	5.9	14.41	5.01	14.26	2.64	13.27	2.37	
	20-30cm	11.7	1.03	11.6	0.87	11.38	0.99	11.46	0.82	11.41	1.01	11.97	0.92	12.43	2.02	12.66	0.85	
Limonos tot (%)	0-10cm	38.38	10.71	42.56	9.79	34.08	3.33	42.9	9.04	36.48	2.54	38.1	5.68	34.2	7.77	46.04	8.8	A
	10-20cm	35.92	9.47	60.48	2.99	47.04	8.07	59.96	6.45	45.06	5.37	38.36	6.12	36.78	8.99	36.52	5.14	B
	20-30cm	51.62	16.72	70.14	6.49	57.84	15.41	74.04	7.85	52.16	13.35	43.04	8.72	38.14	10.72	37.64	6.43	B
Sables tot (%)	0-10cm	24.4	5.13	15.08	5.55	23.34	7.25	15.7	5.77	22.34	4.09	28.64	9.38	26.14	8.17	27.1	5.61	A
	10-20cm	38.92	11.1	28.94	2.69	36.34	5.8	30.52	6.49	38.18	6.74	39.44	11.77	35.04	14.05	31.08	7.71	B
	20-30cm	25.3	6.91	12.54	4.51	23.56	11.62	12.74	7.74	25.12	7.05	35.54	12.72	34.84	15.43	31.22	9.33	A
Densité apparente (g/ml)	0-10cm	0.92	0.18	0.85	0.1	0.86	0.09	0.87	0.1	0.87	0.12	0.71	0.15	0.77	0.1	0.79	0.2	A
	10-20cm	0.92	0.2	1.04	0.11	1.05	0.1	0.96	0.15	0.99	0.06	0.77	0.2	0.83	0.16	0.85	0.2	B

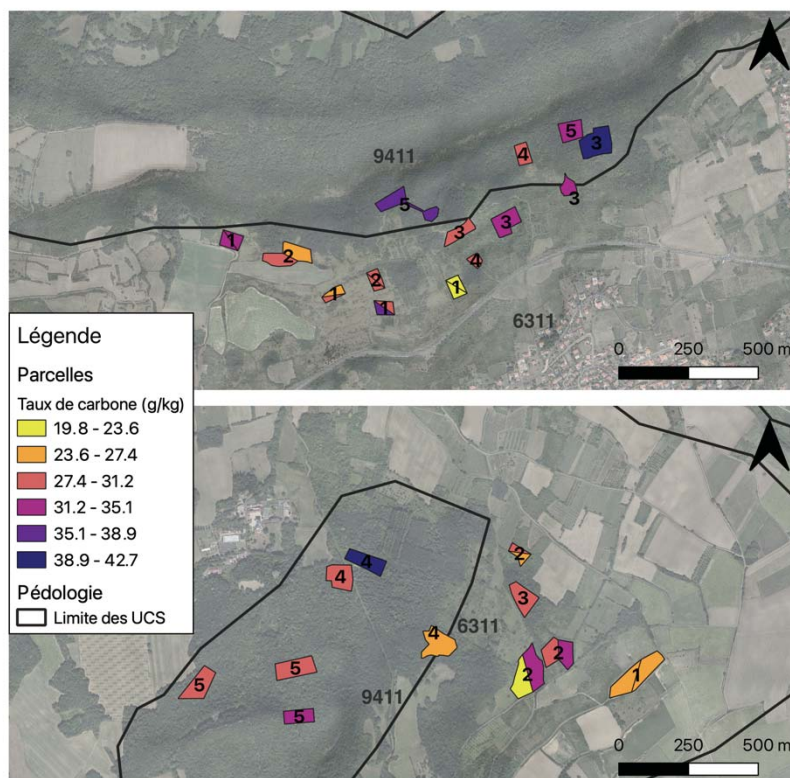
Annexe 3. 3. Tests de l'effet stade et de l'effet profondeur

Variable	df_stade	Statistic	pvalue_stade	df_profondeur	Statistic	pvalue_profondeur	df_interaction	Statistic	pvalue_interaction
pH	6.00	H	0.00E+00	2.00	H	1.48E-01	12.00	H	8.97
CaO	6.00	H	7.46E-07	2.00	H	9.59E-03	12.00	H	1.71
K2O	6.00	H	1.79E-02	2.00	H	2.55E-15	12.00	H	2.84
MgO	6.00	H	3.54E-13	2.00	H	1.79E-02	12.00	H	2.81
Na2O	6.00	H	3.72E-09	2.00	H	1.73E-02	12.00	H	8.70
MO	6.00	H	8.50E-01	2.00	H	0.00E+00	12.00	H	1.27
CEC	6.00	F	1.10E-03	2.00	F	3.40E-10	12.00	F	1.37
saturation	6.00	H	2.26E-08	2.00	H	1.24E-04	12.00	H	4.50
P2O5	6.00	H	1.58E-07	2.00	H	3.04E-07	12.00	H	1.64
Argiles	6.00	H	8.01E-02	2.00	H	2.65E-09	12.00	H	19.11
limons_fins	6.00	H	6.87E-07	2.00	H	8.89E-01	12.00	H	10.32
limons_grossiers	6.00	H	2.45E-02	2.00	H	1.14E-08	12.00	H	14.64
sables_fins	6.00	F	1.40E-06	2.00	F	5.60E-04	12.00	F	0.76
sables_grossiers	6.00	H	4.55E-03	2.00	H	3.57E-07	12.00	H	10.31
calcaire_total	6.00	H	4.88E-15	2.00	H	5.92E-01	12.00	H	0.83
carbone.g.kg	6.00	H	8.50E-01	2.00	H	0.00E+00	12.00	H	1.27
azote	6.00	H	9.98E-01	2.00	H	0.00E+00	12.00	H	1.76
CN	6.00	H	20.97	2.00	H	6.76E-01	12.00	H	3.76
limons_tot	6.00	H	31.97	2.00	H	3.69E-04	12.00	H	15.49
sables_tot	6.00	H	23.11	2.00	H	4.10E-06	12.00	H	8.75
densite_app.g.ml	6.00	H	15.98	1.00	H	2.30E-03	6.00	H	2.65

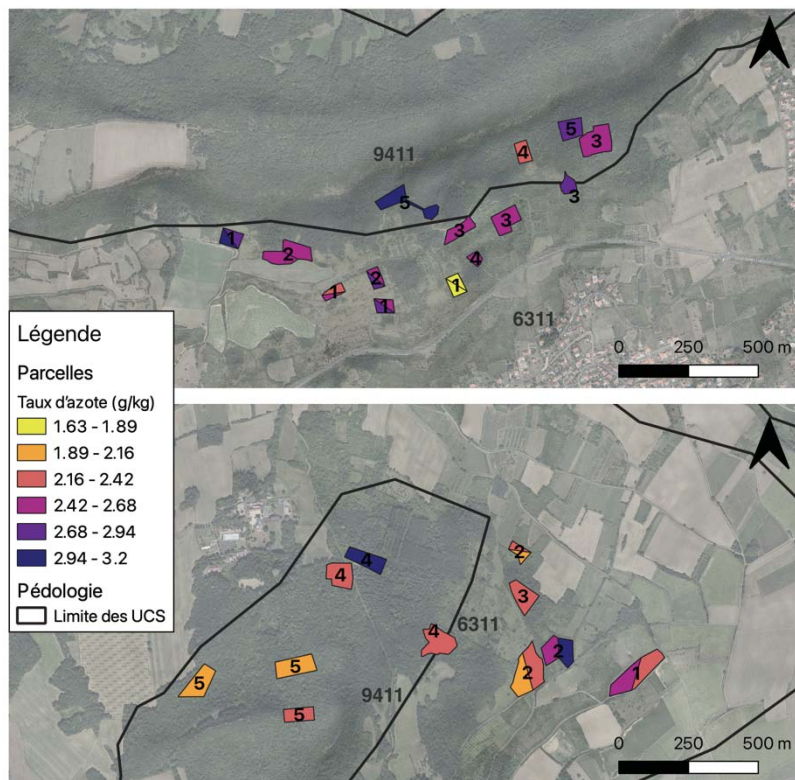
Annexe 3. 4. Matrice de corrélation des paramètres



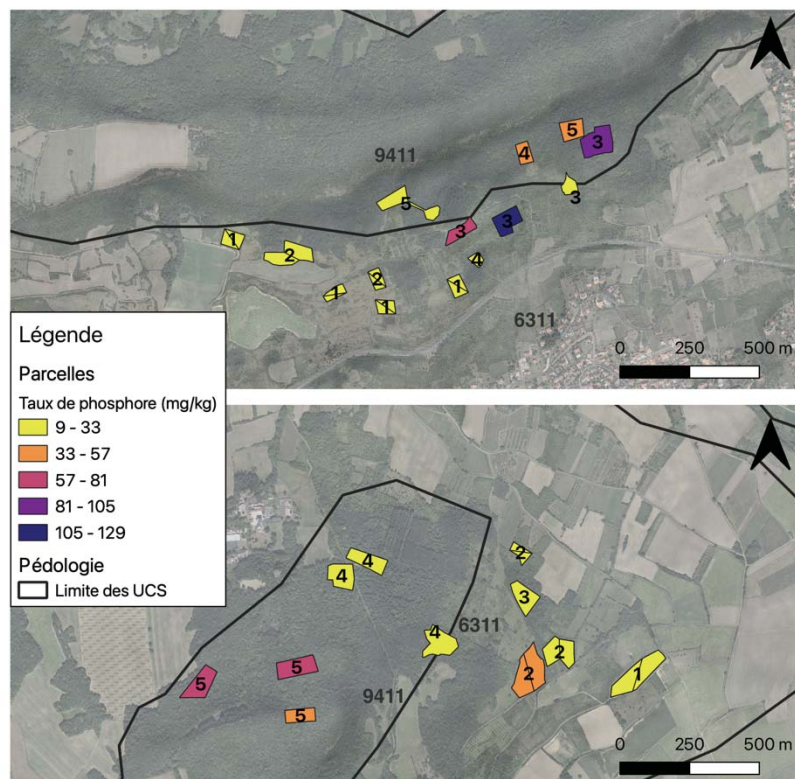
Annexe 3. 5. Teneur en SOC des parcelles



Annexe 3. 6. Teneur en azote de parcelles



Annexe 3. 7. Teneur en phosphore des parcelles



Annexe 4 Équations allométriques pour le calcul de la biomasse des arbres

Espèce	Espèce l'équation	Source	Unité biomasse	Unité DBH	Forme de l'équation	Valeurs des paramètres	Nombre d'arbres	Gamme des DBH	Raisons	Référence
<i>Abies alba</i>	<i>Abies balsamea</i>	GlobalAllomeTree	Kg	cm	$AGB = \exp(a + b \cdot \ln(DBH))$	$a = -1.8337$ $b = 2.1283$ $CF = 1.03$	50	2.0 - 32	Espèces phylogénétiquement proches (Li 2006), large gamme de DBH	Ker 1980
<i>Acer campestre</i>	<i>Acer pensylvanicum</i>	GlobalAllomeTree	g	in	$AGB = \exp(a + b \cdot \ln(DBH))$	$a = 7.227$ $b = 1.6479$	12	0.1 - 1	Espèces phylogénétiquement proches (Li 2006)	Young 1980
<i>Acer platanoides</i>	<i>Acer pensylvanicum</i>	GlobalAllomeTree	g	in	$AGB = \exp(a + b \cdot \ln(DBH))$	$a = 7.227$ $b = 1.6479$	12	0.1 - 1	Espèces phylogénétiquement proches (Li 2006)	Young 1980
<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Acer rubrum</i>	GlobalAllomeTree	Kg	cm	$AGB = \exp(a + b \cdot \ln(DBH))$	$a = -1.721$ $b = 2.334$ $CF = 1.0007$	150	10 - 52	Espèces phylogénétiquement proches (Li 2006), large gamme de diamètres, nombreux arbres relevés, latitude cohérente	Crow 1983
<i>Acer sp</i>	Zianis Mencuccini 2004 &	/	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	$a = 0.1424$ $b = 2.3679$	/	/	Espèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis and Mencuccini, 2004)
<i>Carpinus betulus</i>	<i>Carpinus betulus</i>	Research	Kg	cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	$a = 4.046$ $b = 1.599$	30	25-75	Espèces phylogénétiquement proches (Li 2006), latitude proche	Shahrokhzadeh et al., 2015
<i>Castanea sativa</i>	Zianis Mencuccini 2004 &	/	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	$a = 0.1424$ $b = 2.3679$	/	/	Espèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis and Mencuccini, 2004)
<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Cornus florida</i>	GlobalAllomeTree	Lb	In ²	$AGB = a \cdot (DBH^2)^b$	$a = 3.08355$ $b = 1.14915$	48	1.0 - 24	Espèces phylogénétiquement proches (Li 2006), plus grand nombre d'arbres relevés	(Phillips, 1981)
<i>Corylus avellana</i>	<i>Carpinus betulus</i>	Research	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	$a = 4.046$ $b = 1.599$	30	25-75	Espèces phylogénétiquement proches (Li 2006), latitude proche	Shahrokhzadeh et al., 2015
<i>Crataegus sp</i>	Zianis Mencuccini 2004 &	/	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	$a = 0.1424$ $b = 2.3679$	/	/	Espèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis and Mencuccini, 2004)
<i>Daphne laureola</i>	Zianis Mencuccini 2004 &	/	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	$a = 0.1424$ $b = 2.3679$	/	/	Espèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis and Mencuccini, 2004)
<i>Euonymus europaeus</i>	Wimmeria concolor	GlobalAllomeTree	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	$a = 0.346847$ $b = 1.99059$	24	/	Espèces phylogénétiquement proches (Simmons et al., 2001)	(Rodríguez-Laguna et al., 2010)
<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	Research	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	$a = 0.453$ $b = 2.139$	20	6.0 - 62	Conditions climatiques plus proches	(Cenci et al., 2005)
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	GlobalAllomeTree	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	$a = 0.17$ $b = 2.46$	40	5.0 - 25	Conditions climatiques plus proches, forme d'équation recherchée	(Alberti et al., 2005)
<i>Juglans regia</i>	<i>Juglans regia</i>	GlobalAllomeTree	Kg	Cm	$AGB = \exp(a + b \cdot \ln(CI30))$	$a = 2.1933$ $b = 0.9136$	1	/	Seule équation pour l'espèce (et elle a les conditions requises)	Adhikari 1995
<i>Laburnum anagyroides</i>	Zianis Mencuccini 2004 &	/	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	$a = 0.1424$ $b = 2.3679$	/	/	Espèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis and Mencuccini, 2004)
<i>Lonicera etrusca</i>	Zianis Mencuccini 2004 &	/	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	$a = 0.1424$ $b = 2.3679$	/	/	Espèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis and Mencuccini, 2004)

Lonicera sp	Zianis Mencuccini 2004	/																		(Zianis Mencuccini, 2004)	
Pinus nigra	Pinus nigra	GlobAllomeTree	Kg		Cm	AGB=a.DBH ^a b	a = 0.1424 b = 2.3679	/												Esèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis Mencuccini, 2004)
Pinus sp	Zianis Mencuccini 2004	/	Kg		Cm	AGB=exp(a+b.ln(DBH))	a = -1.481858 b = 1.908228	/	75	4-88										Plus grand nombre d'arbres relevés	Miller 1981
Pinus sylvestris	Pinus sylvestris	GlobAllomeTree	Kg		Cm	AGB=a.DBH ^a b	a = 0.1424 b = 2.3679	/												Esèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis Mencuccini, 2004)
Prunus avium	Prunus pensylvanica	GlobAllomeTree	Lb		In	AGB=exp(a+b.ln(DBH))	a = 0.9758 b = 2.1948	/	30	1-9										Plus grand nombre d'arbres relevés, latitude cohérente	Oleksyn, 1999
Prunus sp	Zianis Mencuccini 2004	/	Kg		Cm	AGB=a.DBH ^a b	a = 0.1424 b = 2.3679	/												Espèces phyllogénétiquement proches (Chin et al., 2014), bonne forme d'équation	(Young et al. 1980)
Prunus spinosa	Zianis Mencuccini 2004	/	Kg		Cm	AGB=a.DBH ^a b	a = 0.1424 b = 2.3679	/												Esèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis Mencuccini, 2004)
Pseudotsuga menziesii	Pseudotsuga menziesii	GlobAllomeTree	Kg		Cm	AGB=exp(a+b.ln(DBH))	a = -1.957 b = 2.2996	/	69	9-27										Plus grand nombre d'arbres relevés, latitude cohérente	Menguzzato, G. 1988
Quercus petraea	Quercus petraea	GlobAllomeTree	g		m	AGB=exp(a+b.ln(C130))	a = -1.854 b = 2.536	/	20	0-0.7										Bonne forme d'équation, latitude cohérente	Bouchon et al. 1985
Quercus robur	Quercus spp.	GlobAllomeTree	Kg		Cm	AGB=exp(a+b.ln(DBH))	a = -0.883 b = 2.14	/	33											Bonne forme d'équation, latitude cohérente	(Hochbichler, 2002)
Quercus sp	Zianis Mencuccini 2004	/	Kg		Cm	AGB=a.DBH ^a b	a = 0.1424 b = 2.3679	/												Esèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis Mencuccini, 2004)
Ribes rubrum	Zianis Mencuccini 2004	/	Kg		Cm	AGB=a.DBH ^a b	a = 0.1424 b = 2.3679	/												Esèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis Mencuccini, 2004)
Robinia pseudoacacia	Zianis Mencuccini 2004	/	Kg		Cm	AGB=a.DBH ^a b	a = 0.1424 b = 2.3679	/												Esèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis Mencuccini, 2004)
Rosa canina	Zianis Mencuccini 2004	/	Kg		Cm	AGB=a.DBH ^a b	a = 0.1424 b = 2.3679	/												Esèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis Mencuccini, 2004)
Rosa rubiginosa	Zianis Mencuccini 2004	/	Kg		Cm	AGB=a.DBH ^a b	a = 0.1424 b = 2.3679	/												Esèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis Mencuccini, 2004)
Rubus sp	Zianis Mencuccini 2004	/	Kg		Cm	AGB=a.DBH ^a b	a = 0.1424 b = 2.3679	/												Esèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis Mencuccini, 2004)
Sambucus nigra	Zianis Mencuccini 2004	/	Kg		Cm	AGB=a.DBH ^a b	a = 0.1424 b = 2.3679	/												Esèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis Mencuccini, 2004)
Sorbus aria	Sorbus aucuparia	GlobAllomeTree	G		mm	AGB=exp(a+b.ln(C130))	a = -4.415 b = 2.373	/	14											Bonnes parties de l'arbre, bonne forme d'équation, latitude cohérente	(Ranger et al., 1981)

Sorbus intermedia	Sorbus aucuparia	GlobAllomeTree	G	mm	$AGB = \exp(a+b \cdot \ln(C130))$	a = -4.415 b = 2.373	14	/	Espèces phylogénétiquement proches Bonnes parties de l'arbre, bonne forme d'équation, latitude cohérente Espèces phylogénétiquement proches	(Ranger et al., 1981)
Sorbus sp	Zianis Mencuccini & Mencuccini 2004	/	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	a = 0.1424 b = 2.3679	/	/	Espèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis and Mencuccini, 2004)
Sorbus terminalis	Sorbus aucuparia	GlobAllomeTree	G	mm	$AGB = \exp(a+b \cdot \ln(C130))$	a = -4.415 b = 2.373	14	/	Bonnes parties de l'arbre, bonne forme d'équation, latitude cohérente Espèces phylogénétiquement proches	(Ranger et al., 1981)
Taxus baccata	Zianis Mencuccini & Mencuccini 2004	/	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	a = 0.1424 b = 2.3679	/	/	Espèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis and Mencuccini, 2004)
Tilia cordata	Tilia amurensis Rupr.	GlobAllomeTree	G	Cm	$\log_{10}(AGB) = a + b \cdot \log_{10}(DBH)$	a = 1.606 b = 2.668 CF = 1.027	10	1.3-43.5	Espèces phylogénétiquement proches (Phuekvilai, 2014)	(Wang, 2006)
Ulmus minor	Ulmus spp.	GlobAllomeTree	Lb	In ²	$AGB = a \cdot (DBH^2)^b$	a = 1.61626 b = 1.2764	15	1-117	Plusieurs espèces d'Ulmus	Clarck 1986
Ulmus sp	Ulmus spp.	GlobAllomeTree	Lb	In ²	$AGB = a \cdot (DBH^2)^b$	a = 1.61626 b = 1.2764	15	1-117	Plusieurs espèces d'Ulmus	Clarck 1986
Viburnum lantana	Zianis Mencuccini & Mencuccini 2004	/	Kg	Cm	$AGB = a \cdot DBH^b$	a = 0.1424 b = 2.3679	/	/	Espèce non présente, ni d'espèces proches	(Zianis and Mencuccini, 2004)

Adhikari, B.S., Rawat, Y.S. & Singh, S.P. 1995. Structure and function of high altitude forests of central Himalaya-I. Drymatter dynamics. *Annals of Botany*, 75: 2377-248.

Alberti, G., Candido, P., Peressotti, A., Turco, S., Piusi, P., Zerbi, G., 2005. Aboveground biomass relationships for mixed ash (*Fraxinus excelsior* L. and *Ulmus glabra* Hudson) stands in Eastern Prealps of Friuli Venezia Giulia (Italy). *Ann. For. Sci.* 62, 831-836. <https://doi.org/10.1051/forest:2005089>

Bouchon, J., Nys, C., Ranger, J. 1985. Cubage, biomasse et minéralomasse : comparaison de trois taillis simples des Ardennes Primaires. *Acta Oecologica* 6(20): 53-72

Chojnacki, D.; 1984; Volume and biomass for curlleaf cercocarpus in Nevada; Res; Pap. INT-332; Ogden; UT; U.S; Department of Agriculture; Forest Service; Intermountain Forest and Range Experiment Station;

Cienciala, E. (Ustav pro V.L.E., Cerny, M., Apltauer, J., Exnerova, Z., n.d. Biomass functions applicable to European beech. *J. For. Sci. - UZPI* Czech Repub.

Crow; T; 1983; Comparing biomass regressions by site and stand age for red maple; *Canadian Journal of Forest Research*; 13; 283-288;

Hochbichler, E. 2002. Vorläufige Ergebnisse von Biomasseninventuren in Buchen- und Mittelwaldbeständen. Dietrich, H.-P., Raspe, S. and Preuhlsler, T. (eds.): Inventur von Biomasse- und Nährstoffvorräten in Waldbeständen. Forstliche Forschungsberichte, München (186) 37-46

Ker, M. 1980. Tree biomass equations for seven species in southwestern New Brunswick, Inf. Rep. No. M-X-114, Fredericton, NS, Canadian Forestry Service, Maritime Forest Research Center

Menguzzato, G. 1988. Modelli di previsione del peso fresco, della biomassa e del volume per pino insigne ed eucalitti nell'Azienda Massanova (Salerno). *Ann. Ist. Sper. Selvicoltura* (19) 323-354

Oleksyn, J., Reich, P.B., Chalupka, W. and Tjoelker, M.G. 1999. Differential above- and below-ground biomass accumulation of European *Pinus sylvestris* populations in a 12-year-old provenance experiment. *Scandinavian Journal of Forest Research* (14) 1-17

Phillips, D.R., 1981. Predicted total-tree biomass of understory hardwoods., Research paper SE-223. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station, Asheville, N.C.

Ranger, J., Nys, C., Ranger, D. 1981. Etude comparative de deux écosystèmes forestiers feuillus et résineux des Ardennes primaires françaises. I.-Biomasse aérienne du taillis sous futaie. *Annals of Forest Science* 38(2): 259-282

Rodriguez-Laguna, R., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, Ó.A., Treviño-Garza, E.J., Razo-Zárate, R., 2010. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la reserva de la biosfera el cielo, Tamaulipas, México. *Ra Ximhai* 5.

Shahrokhzadeh, U., Sohrabi, H., Copenheaver, C.A., 2015. Aboveground biomass and leaf area equations for three common tree species of Hyrcanian temperate forests in northern Iran. *Botany* 93, 663-670. <https://doi.org/10.1139/cjpb-2015-0078>

Wang, C. (2006). "Biomass allometric equations for 10 co-occurring tree species in Chinese temperate forests." *Forest Ecology and Management* 222(1-3): 9-16

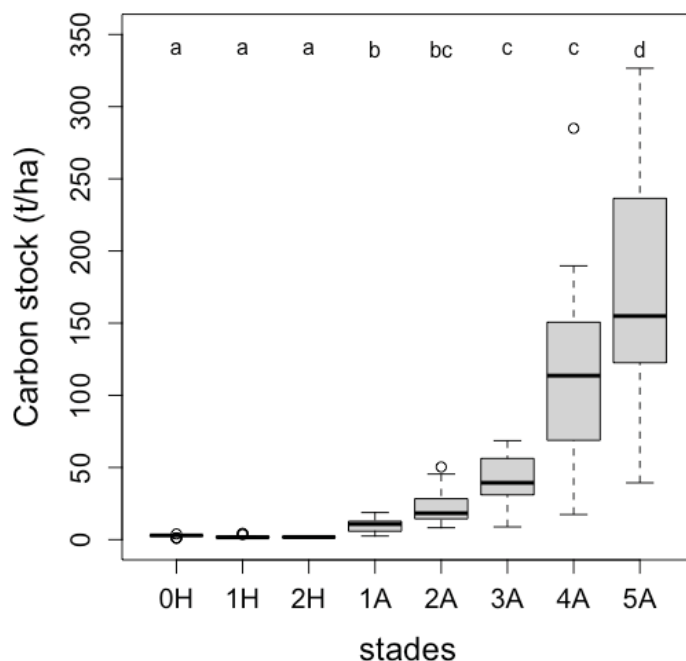
Young, H. E.; Riba, J. H.; Wainwright, K. 1980. Weight tables for tree and shrub species in Maine. *Misc. Rep.* 230. Orono, ME: University of Maine, Life Sciences and Agriculture Experiment Station.

Zianis, D., & Mencuccini, M. (2004). On simplifying allometric analyses of forest biomass. *Forest ecology and management*, 187(2-3), 311-332.

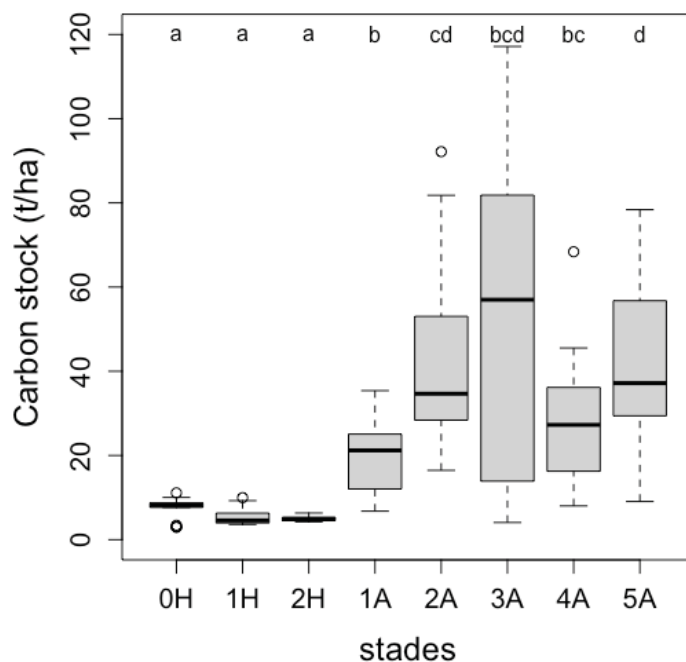
Annexe 5 Détails du stock de carbone

Annexe 5. 1. Stock de carbone aérien (pKruskal = 3.45397e-27)..... 211
Annexe 5. 2. Stock de carbone racinaire (pKruskal = 4.238344e-21)..... 211
Annexe 5. 3. Stock de carbone dans les arbres morts debout (pKruskal = 5.4816e-23)..... 212
Annexe 5. 4. Stock de carbone dans la litière (pKruskal = 1.729833e-17)..... 212
Annexe 5. 5. Stock de carbone dans les arbres morts au sol (pKruskal = 7.053892e-22) 213
Annexe 5. 6. Corrélation entre les compartiments 213
Annexe 5. 7. Tableau du stock de carbone dans les différents compartiments 214

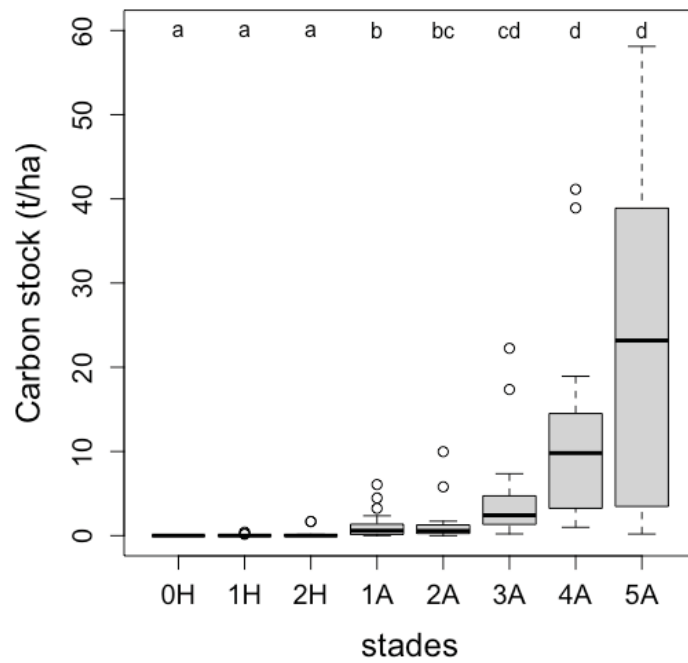
Annexe 5. 1. Stock de carbone aérien (pKruskal = 3.45397e-27)



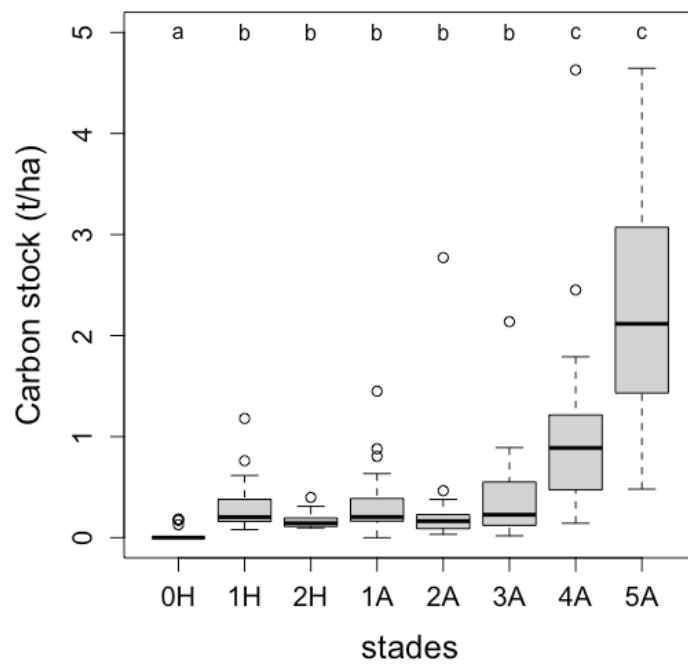
Annexe 5. 2. Stock de carbone racinaire (pKruskal = 4.238344e-21)



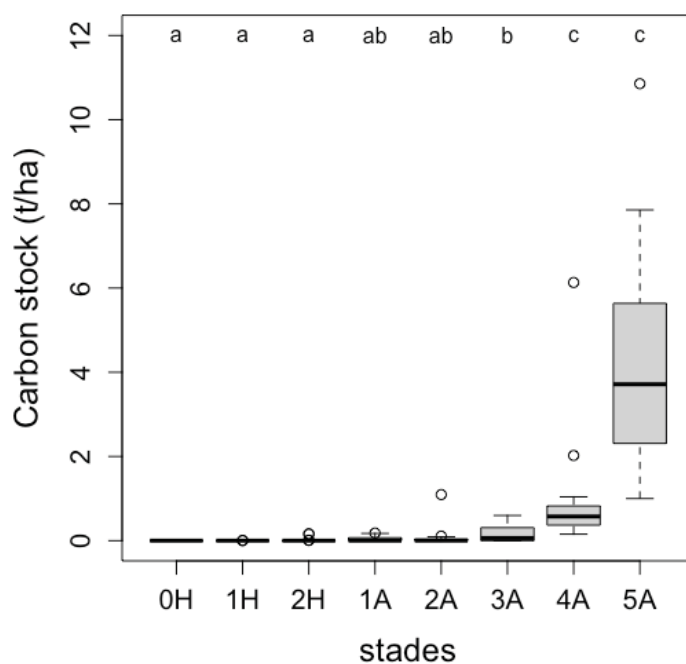
Annexe 5. 3. Stock de carbone dans les arbres morts debout ($p_{\text{Kruskal}} = 5.4816e-23$)



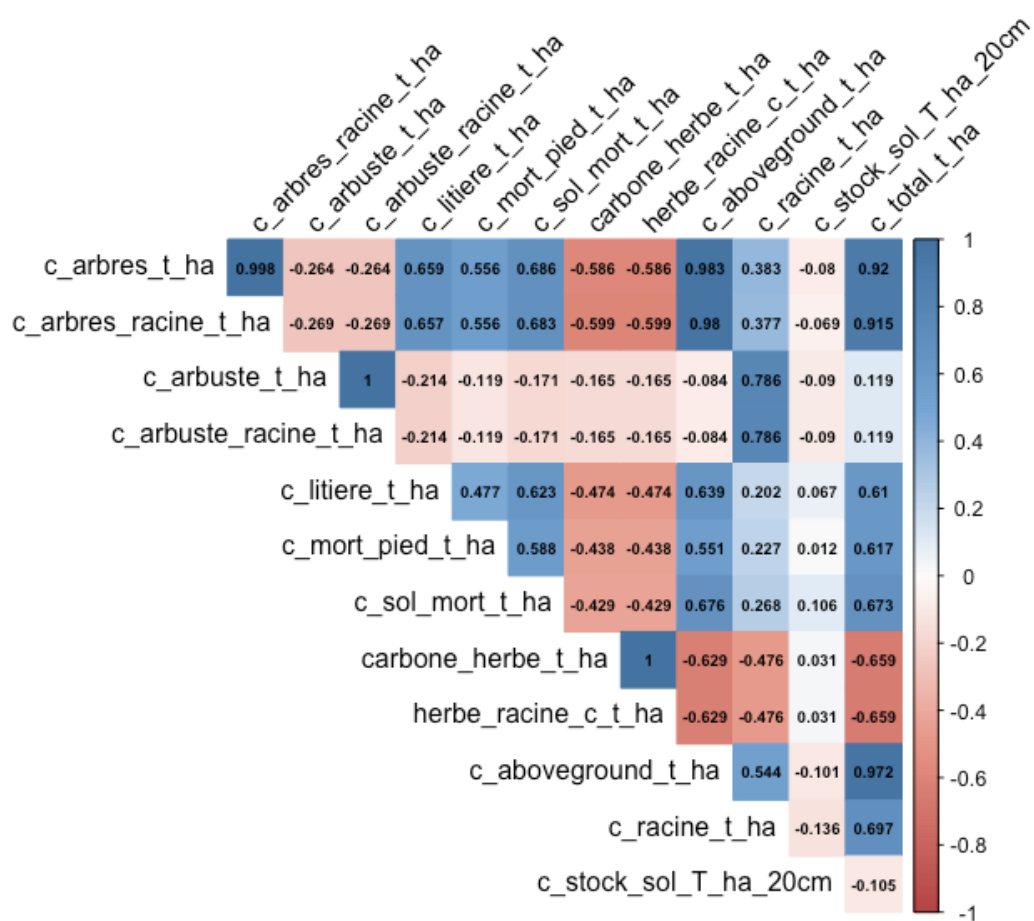
Annexe 5. 4. Stock de carbone dans la litière ($p_{\text{Kruskal}} = 1.729833e-17$)



Annexe 5. 5. Stock de carbone dans les arbres morts au sol (pKruskal = 7.053892e-22)



Annexe 5. 6. Corrélation entre les compartiments



Annexe 5. 7. Tableau du stock de carbone dans les différents compartiments

Compartiments	0H		1H		2H		1A		2A		3A		4A		5A		%				
	Moyenne	SD	%	Moyenne	SD	%	Moyenne	SD	%	Moyenne	SD	%	Moyenne	SD	%	Moyenne		SD			
c_aboveground_t_ha	2.68	0.86	3.80	2.13	1.02	3.14	1.85	2.71	9.87	22.72	12.22	16.94	42.34	16.24	27.30	114.91	63.05	55.00	175.36	82.94	55.81
c_racine_t_ha	7.52	2.40	10.65	5.49	2.06	8.09	4.96	7.27	19.57	42.49	21.64	31.67	49.87	38.28	32.16	27.99	14.54	12.91	42.01	20.03	13.37
c_litiere_t_ha	0.03	0.07	0.04	0.33	0.27	0.49	0.17	0.08	0.35	0.30	0.59	0.22	0.41	0.48	0.26	1.07	1.01	0.49	2.26	1.19	0.72
c_mort_pied_t_ha	0.00	0.00	0.00	0.05	0.11	0.07	0.21	0.52	1.69	1.35	2.39	1.01	4.46	5.62	2.88	11.49	11.24	5.30	26.00	25.81	8.28
c_sol_mort_t_ha	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.05	0.04	0.07	0.24	0.05	0.16	0.19	0.10	0.90	1.30	0.42	4.27	2.60	1.36
c_stock_sol_T_ha_20cm	60.37	11.42	85.51	59.90	5.18	88.22	61.00	7.10	65.99	67.21	11.02	50.10	57.84	7.64	37.30	60.44	16.40	27.88	64.29	11.98	20.46
c_total_t_ha	70.60	12.09		67.90	3.64		68.21	7.21	91.32	134.15	34.37	155.08	43.01	69.80	314.19	104.38					

Annexe 6 Structure of the interviews

Part 1	Can you present yourself? What is your activity?
Part 2	Here is a map of your zone, can you describe it?
Part 3 For each ecosystem cited in part 2	<p>What is that ecosystem? What is it composed of? What are its characteristics? What activities take place in that ecosystem? It that ecosystem important for you, for your organization, for your municipality? What risk does this ecosystem present? What is done to prevent this / these risks? To whom do this ecosystem belong? How did that ecosystem evolve in the last decades?</p>
Part 4 Supplementary information	<p>What are the specificities of this zone? What do you advice to see? Who do you work with?</p>

Annexe 7 Complete list of words and expressions used to refer to old fields

	French	English
1	Abandon	Abandoned
2	Accrués	Accrués
3	Arbre	Tree
4	Bois	Wood
5	Bosquet	Grove
6	Broussaille	Shrubs
7	Buisson	Bush
8	Ca part dans tous les sens	Going in every direction
9	Deprise	Decline
10	Envahit	Invaded
11	Espacesverts	Green spaces
12	Ferme	Closed
13	Foret	Forest
14	Fouillis	Mess
15	Fourres	Thicket
16	Friche	Friche
17	Frutice	Peri-sylvan
18	Futaie	High stand
19	Garrigue	Garrigue
20	Herbe	Grass
21	Jachere	Fallow
22	Jungle	Jungle
23	Lande	Heatland
24	Nature	Nature
25	Ourlet	Herbaceous-shrubs ecotone
26	Ouvert	Open
27	Peuplement	Stand
28	Sauvage	Wild
29	Taillis	Coppice
30	Vegetation	Vegetation
31	Verdure	Green

Donnez votre avis sur les paysages et leur évolution !

L'équipe de recherche « GEOLAB » souhaite recueillir les avis du plus grand nombre d'habitants possibles de la commune **sur les différents paysages du territoire et leurs changements**. Nous aimerions connaître le point de vue de tous, petits, et adultes de tous les âges. Merci par avance de votre participation !

Vous pourrez accéder au questionnaire via le lien suivant :

<https://enquetes.uca.fr/index.php/469877?lang=fr>

Y répondre vous prendra 10 minutes.

Si vous répondez en famille, merci de compléter un questionnaire distinct pour chacun.



Les réponses à ce questionnaire contribueront au projet BIOECO, financé dans le cadre du Défi ATTRIHUM du contrat de plan Etat-Région Auvergne Rhône Alpes, et conduit par le laboratoire de géographie GEOLAB (CNRS-Université Clermont Auvergne).

Pour en savoir plus sur l'étude : <https://geolab.uca.fr/geolab/actualites/bioeco#/admin>

Si vous souhaitez répondre au questionnaire mais vous n'avez pas d'accès à internet, nous pouvons organiser une réunion et venir recueillir vos avis.

Contacts : Magali.Weissgerber@uca.fr et/ou Anne.Bonis@uca.fr

Annexe 9 Détails du questionnaire

9.1. Tableau détaillant les services et disservices inclus dans le questionnaire

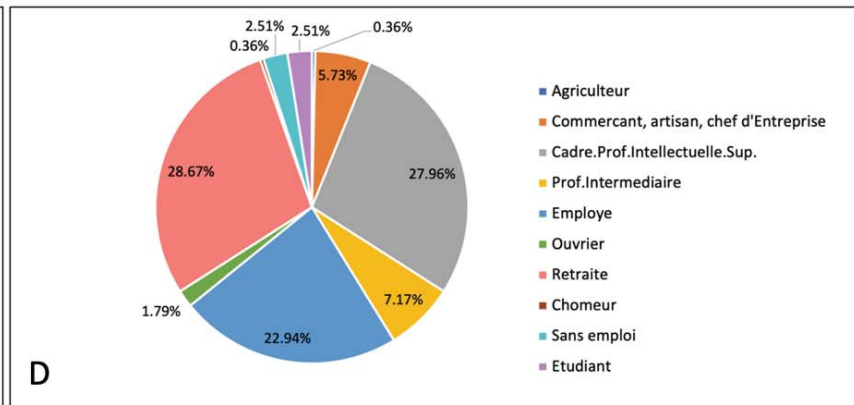
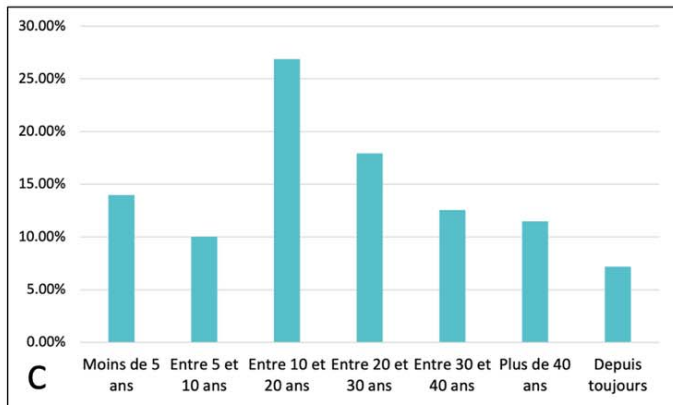
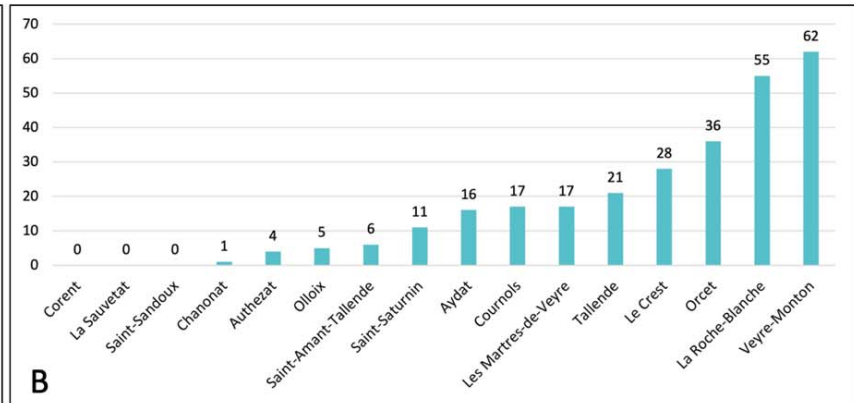
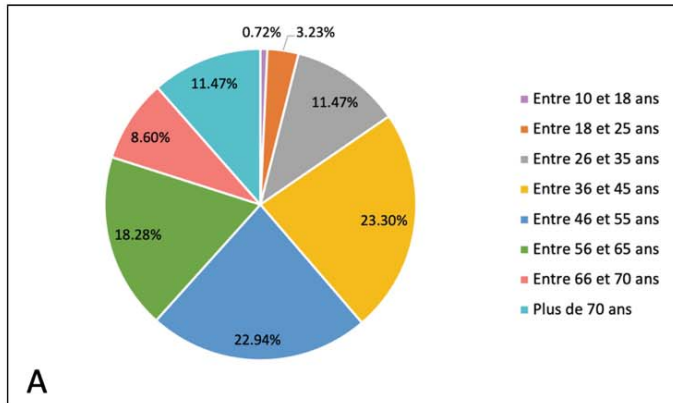
Affirmation	SE / DSE	CICES code	CICES 5.1 Class / référence
Cette vue est belle	Beauté du paysage	3.1.2.4	Characteristics of living systems that enable aesthetic experiences
Cette vue est typique	x	x	x
Cette vue évoque des activités économiques	SE de production ou de récréation	x	x
Passer des moments dans la nature (se promener, s'y reposer, jouer)	Récréation (non-sportive)	3.1.1.1	Characteristics of living systems that that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions
Faire du sport (course, VTT, ...)	Activité sportive	3.1.1.1	Characteristics of living systems that that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions
Observer la nature	Observation de la faune et de la flore	3.1.1.2	Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive or observational interactions
Récolter des fruits, des plantes, du bois	Récolte	1.1.5.1 1.1.5.3	Wild plants (terrestrial and aquatic, including fungi, algae) used for nutrition Wild plants (terrestrial and aquatic, including fungi, algae) used as a source of energy
Pratiquer la chasse	Chasse	3.1.1.1	Characteristics of living systems that that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions
Présente un risque d'incendie	Incendie	Security and safety	(Vaz et al., 2017)
Peut abriter une faune qui fait des dégâts	Dégât de la faune	Security and safety	(Vaz et al., 2017)
Présente un risque d'érosion des sols	Erosion	Reduced SE "erosion limitation"	(Vaz et al., 2017)

9.2. Caractéristiques des répondants renseignées dans le questionnaire

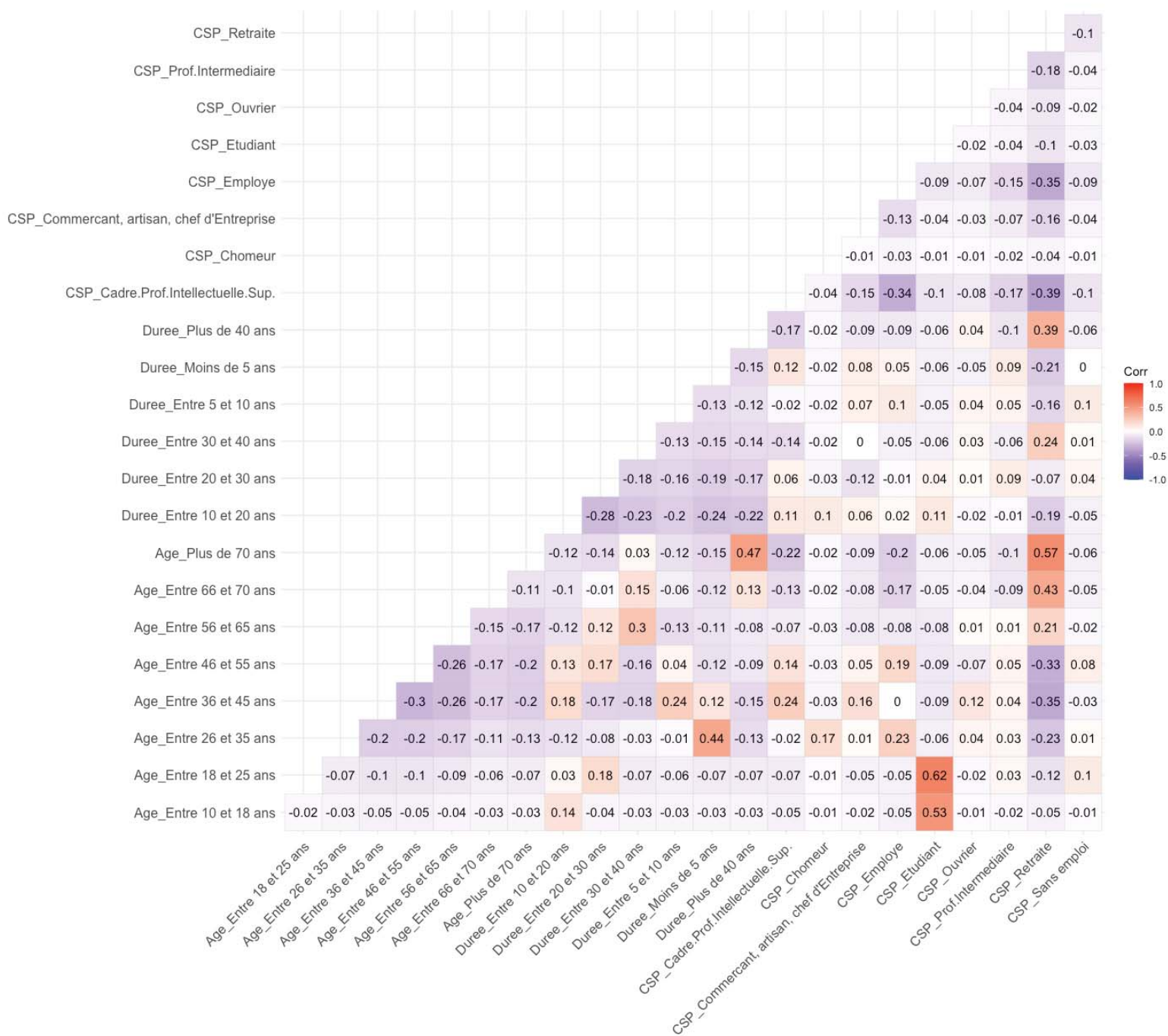
Questions	Options
Âge	<ul style="list-style-type: none"> - Moins de 10 ans - Entre 10 et 18 ans - Entre 18 et 25 ans - Entre 26 et 35 ans - Entre 36 et 45 ans - Entre 46 et 55 ans - Entre 56 et 65 ans - Entre 66 et 70 ans - Plus de 70 ans
Genre	<ul style="list-style-type: none"> - Homme - Femme - Autre
Commune de résidence	Choix entre les 16 communes
Type de résidence	<ul style="list-style-type: none"> - Principale - Secondaire
Durée de vie dans la commune	<ul style="list-style-type: none"> - Moins de 5 ans - Entre 5 et 10 ans - Entre 10 et 20 ans - Entre 20 et 30 ans - Entre 30 et 40 ans - Plus de 40 ans - Depuis toujours
Catégories socio-professionnelle	<ul style="list-style-type: none"> - Agriculteur - Commerçant, artisan, chef d'Entreprise - Cadre.Prof.Intellectuelle.Sup. - Prof.Intermédiaire - Employé - Ouvrier - Retraité - Chômeur - Sans emploi - Étudiant
Vous arrive-t-il de sortir de la ville pour <ul style="list-style-type: none"> - Passer des moments dans la nature (se promener, s'y reposer, jouer) - Faire du sport (course, VTT, ...) - Observer la nature - Récolter des fruits, des plantes ou du bois - Pratiquer la chasse 	<ul style="list-style-type: none"> - Jamais - Une fois par an - Une fois par mois - Une fois par semaine - Plusieurs fois par semaine - Tous les jours

Annexe 10 Détail des répondants au questionnaire

10.1. Vue d'ensemble des répondants. (A) âge (B) commune d'habitation (C) durée d'habitation sur la commune (D) CSP

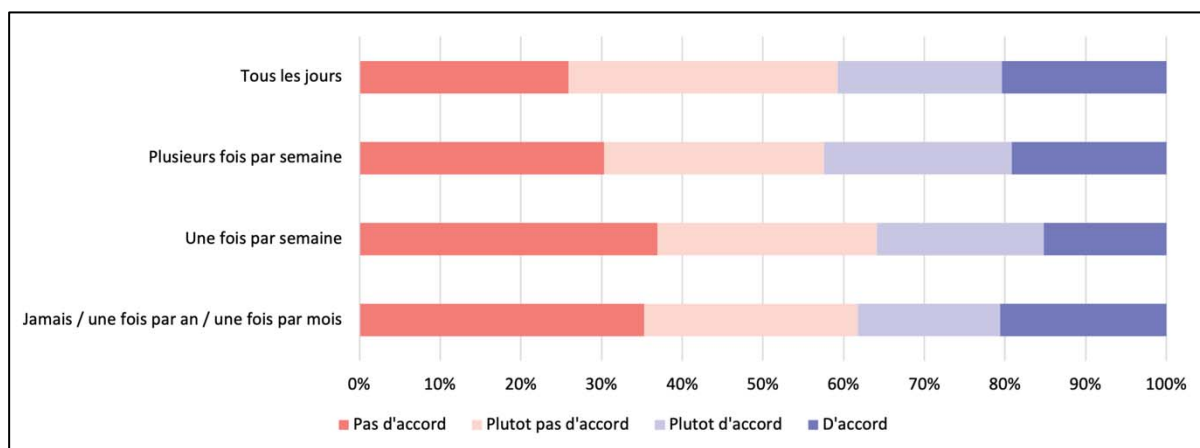


10.2. Corrélations entre âge, durée de vie sur la commune et la CSP des répondants

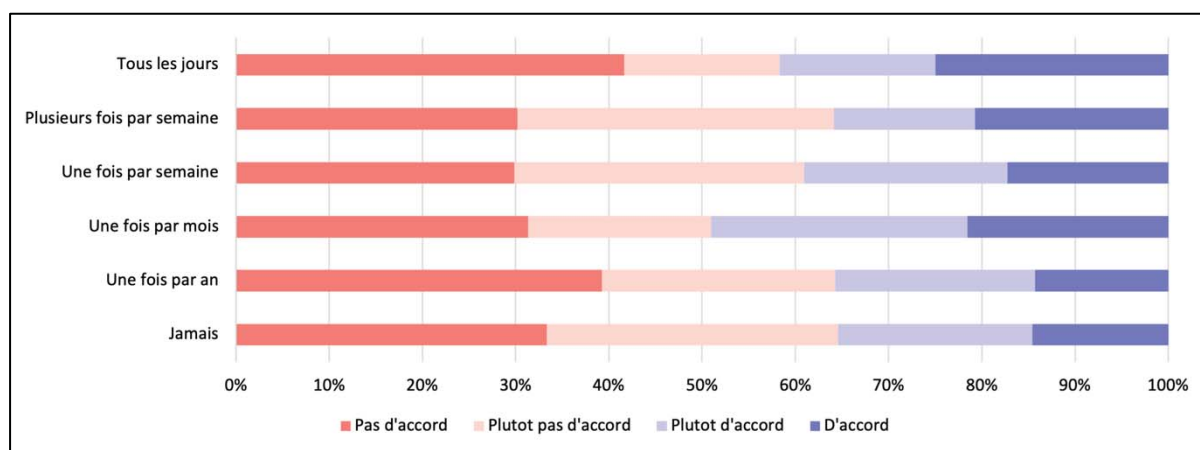


Annexe 11 Position des répondants vis-à-vis de la libre évolution en fonction de la fréquence de leur pratique

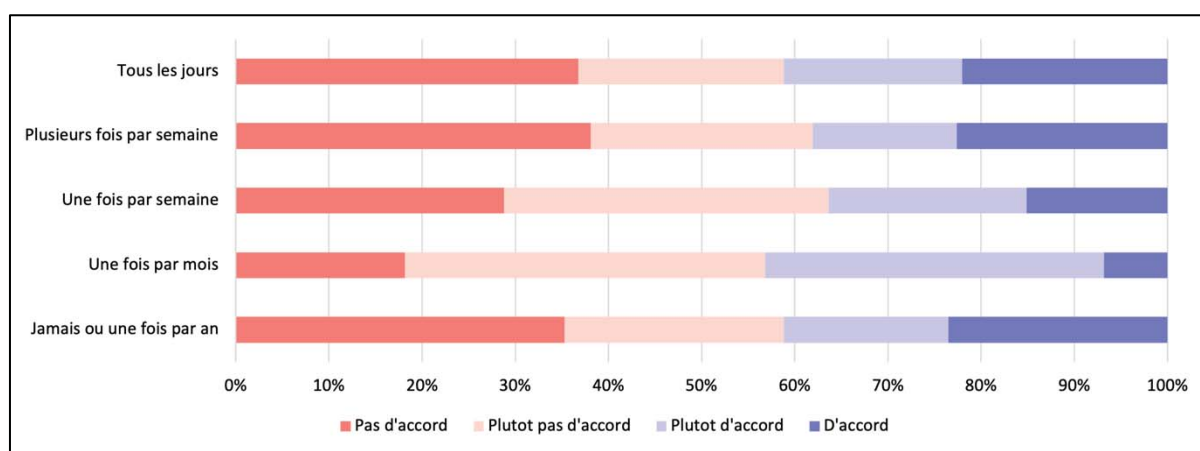
11.1. S'ils passent ou non des moments dans la nature



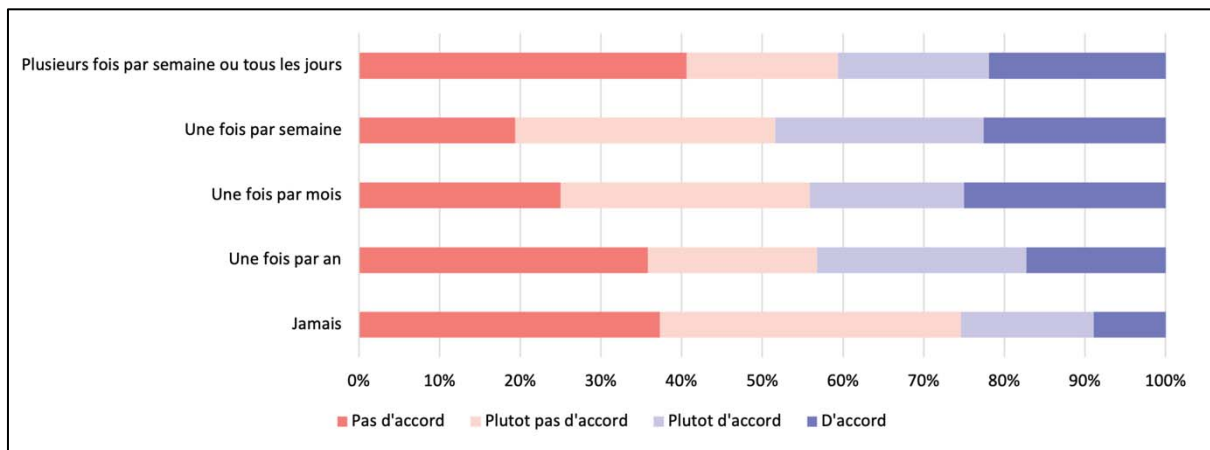
11.2. S'ils pratiquent ou non des activités sportives à l'extérieur



11.3. S'ils observent ou non la nature



11.4. S'ils récoltent ou non des fruits, des plantes ou du bois



Abstract

Land-use and land-cover changes are a societal issue because of their consequences on biodiversity and ecosystem services and disservices (ES and DES). A major change in Europe, taking place historically and currently, is agricultural abandonment meaning that lands are no longer under agricultural management. This interruption is followed by a vegetation succession leading to the development of various successional stages dominated by herbaceous vegetation, shrubs, or trees. In this thesis, I studied the effects of this change on ES and DES as well as the way it is perceived by stakeholders. The study zone considered is situated south of the city of Clermont-Ferrand between the Chaîne des Puys and the Limagne plain.

The objectives of this research work were to: (1) investigate and understand the LULC changes, and the extent of abandonment and forest expansion in the study zone, (2) measure the modifications of ecosystems capacity to deliver ES following abandonment along a vegetation succession. This analysis was carried on for three ES of interest: soil quality, carbon stock and erosion limitation, (3) determine the ES and DES delivered by post-abandonment ecosystem according to the zone's stakeholders, the way they perceive this change and its management.

A diachronic cartography (1946 and 2019) was made and shows that vegetation (shrubs and trees) developed on 23% of the agricultural surfaces of 1946. This evolution happened concurrently with substantial demographic variations: population reached a low point in 1946 before sharply increasing. The zone was thus a rural area that undergone forest expansion, peri-urbanization, and also intensification of the remaining agricultural lands.

Measures in the field characterizing the level of three ES indicate that abandonment and succession have a significant effect on carbon stock: the old forest (at least 74 years old) stock 314.19 tC ha⁻¹ on average, the equivalent of 4.5 the stock of initial succession stages. The effect of succession on soil quality is less substantial and straightforward: organic matter and nutrient content experience only a little increase. Erosion limitation ES was approached through two values: soil sensitivity to erosion which slightly increases with succession and the stratified vegetation cover index (representing the protection provided to soil by vegetation) which increases with a maximum reached in intermediate succession stages.

Perceptions of abandonment and succession were studied through 29 semi-structured interviews with stakeholders and a survey that was disseminated to inhabitants via municipalities communication services (279 answers). Results show that stakeholders and inhabitants do not always distinguish the different succession stages; they also see post-abandonment ecosystems as delivering both ES and DES indicating ambivalent perceptions. Interviews revealed that perceptions are also driven by the other LULC changes happening in the zone (urbanization and agricultural intensification). Inhabitants gave contrasted answers regarding ES and DES delivered by succession stages pointing out dissensus among them. Younger people and those recently domiciliated in the zone as well as those with an executive or intermediate job position are more favorable to ecosystem developing without human management.

All in all, this work shows that the zone LULC has drastically changed, agricultural abandonment and post-agricultural vegetation succession modify ecosystem capacity to deliver some ES while others appear less affected. The study zone includes a diversity of stakeholders and inhabitants who see these changes as a source of benefits and of nuisances and whose perception is driven by multiple factors including profession, age and relation to unmanaged ecosystems.

Keywords: LULC, agricultural abandonment, vegetation succession, biodiversity, ecosystem services, stakeholders' perceptions

Résumé

Les changements d'occupation des sols sont un enjeu sociétal du fait de leurs conséquences sur la biodiversité et les services et disservices écosystémiques (SE et DSE). Un changement majeur en Europe, actuellement et dans le passé, est l'abandon agricole. Des terres sous gestion agricole ne le sont plus et cet arrêt est suivi par une succession végétale entraînant le développement de stades de succession variables dominés par des espèces herbacées, arbustives et buissonnantes ou arborées. Dans ce travail de thèse, les effets de ce changement sur les SE et DSE ont été étudiés, de même que les perceptions qu'en ont les acteurs et les habitants. Le territoire d'étude considéré est situé au sud de la ville de Clermont-Ferrand entre la Chaîne des Puys et la plaine de Limagne.

Les objectifs de cette thèse sont les suivants : (1) renseigner et comprendre les changements d'occupation des sols, l'ampleur de l'abandon des usages agricoles et de l'expansion forestière dans le territoire d'étude, (2) mesurer les variations de la capacité des écosystèmes à fournir des SE suite à l'abandon des usages agricoles et au long d'un gradient de succession post-abandon. Cette analyse a été réalisée pour trois SE d'intérêt : la qualité du sol, le stockage du carbone et la limitation de l'érosion, (3) déterminer les SE et DSE rendus par les écosystèmes post-abandon d'après les acteurs du territoire, leur perception de ce changement et de sa gestion.

La réalisation d'une cartographie diachronique (1946-2019) montre qu'une végétation (arbustive ou boisée) s'est développée sur 23% des zones encore sous gestion agricole en 1946. Cette évolution est parallèle à d'importantes variations démographiques : la population avait atteint un niveau bas en 1946 avant d'augmenter fortement. La zone qui était rurale a ensuite connu un phénomène d'expansion forestière, de périurbanisation et d'intensification des zones restées agricoles.

Les mesures *in situ* permettant de caractériser le niveau des trois SE d'intérêt indiquent que l'abandon et la succession ont un effet significatif sur le stock de carbone : les vieilles forêts (au moins 74 ans) stockent en moyenne 314.19 tC ha⁻¹ soit 4.5 fois plus que le stade initial. L'effet de la succession sur la qualité du sol est moins important : la matière organique et le contenu nutritif augmentent peu. Pour le service de limitation de l'érosion, deux composantes sont renseignées : la sensibilité du sol qui augmente légèrement avec les stades de succession, et la protection apportée au sol par les strates de végétation qui augmente avec un niveau maximal pour les stades de succession intermédiaires.

Les perceptions de l'abandon et de la succession ont été étudiées via 29 entretiens avec des acteurs du territoire et un questionnaire en ligne diffusé aux habitants par les communes (279 répondants). Les résultats obtenus montrent que les acteurs et habitants ne distinguent pas toujours les différents stades de succession et que selon eux les différents écosystèmes post-abandon rendent des SE aussi bien que des DSE, indiquant que la perception de ces écosystèmes est ambivalente. Ils montrent aussi que les autres changements d'occupation des sols de la zone, l'urbanisation et l'intensification agricole, influencent la perception de la succession par les acteurs. Les habitants présentent des réponses contrastées (dissensus) quant aux SE et DSE rendus par les différents stades de succession. Les personnes plus jeunes, arrivées récemment, les cadres et les professions intermédiaires sont plus favorables à des écosystèmes où il n'y a aucune gestion humaine.

Ce travail montre donc que l'occupation des sols de la zone a considérablement changé, l'abandon agricole et la succession végétale post-agricole modifient la capacité des écosystèmes à fournir certains SE tandis que d'autres sont peu affectés. Le territoire étudié compte une diversité d'acteurs et d'habitants qui voient dans ces changements à la fois des bienfaits et des nuisances et dont la perception dépend de multiples facteurs dont la profession, l'âge et la relation à l'absence de gestion.

Mots-clés : changement d'occupation des sols, abandon agricole, succession végétale, biodiversité, services écosystémiques, perceptions des acteurs