



HAL
open science

Eviter-Réduire-Compenser : d'un idéal conceptuel aux défis de mise en œuvre : une analyse pluridisciplinaire et multi-échelle

Charlotte Bigard

► To cite this version:

Charlotte Bigard. Eviter-Réduire-Compenser : d'un idéal conceptuel aux défis de mise en œuvre : une analyse pluridisciplinaire et multi-échelle. Biodiversité et Ecologie. Université Montpellier, 2018. Français. NNT : 2018MONTG010 . tel-01845335

HAL Id: tel-01845335

<https://theses.hal.science/tel-01845335>

Submitted on 20 Jul 2018

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.

THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

En écologie des communautés

École doctorale GAIA

Unité de recherche CEFE - UMR 5175

Eviter-Réduire-Compenser : D'un idéal conceptuel aux défis de mise en œuvre Une analyse pluridisciplinaire et multi-échelle

Présentée par **Charlotte BIGARD**

Le 18 juin 2018

Sous la direction de **John D. THOMPSON**
et **Sylvain PIOCH**

Devant le jury composé de :

Pascal MARTY, Professeur des Universités, Ecole normale supérieure de Lyon

Denis COUVET, Professeur des Universités, Muséum national d'histoire naturelle

Isabelle ARPIN, Sociologue, IRSTEA Grenoble

Audrey COREAU, Chef du département Stratégies nationales et européennes, AFB

Fabien BLASCO, Directeur Innovation politiques Contractuelles & SIG, Montpellier Méditerranée Métropole

Eric VINDIMIAN, Membre de l'Autorité environnementale, Ministère de la Transition écologique et solidaire

John D. THOMPSON, Directeur de Recherche, CNRS

Sylvain PIOCH, Maître de conférences, Université Paul-Valéry-Montpellier

Rapporteur & Président

Rapporteur

Examineur

Examineur

Membre invité

Membre invité

Directeur de Thèse

Co-Directeur de Thèse



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER

Remerciements

Dans un premier temps, je remercie Montpellier Méditerranée Métropole et le Ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation qui, à travers le dispositif CIFRE ont financé ma thèse, ainsi que le laboratoire du CEFE pour m'avoir accueillie dans ses locaux.

Un grand merci aussi aux membres du jury, rapporteurs, examinateurs et invités, d'avoir accepté d'évaluer le travail, d'y avoir consacré de leur temps, précieux, et d'avoir pris à cœur cette mission.

Par la suite, je ne suis pas certaine d'arriver à être exhaustive et équitable avec toutes les personnes qui m'ont significativement soutenue et aidée pendant les 3 ans de ce travail. Toutefois, ce que je constate c'est que pendant cette période, j'ai tissé des relations et formé un réseau dense de personnes qui m'ont permis de tenir debout, droite et d'assurer le bon déroulement des travaux, dans les meilleures conditions.

Les personnes que je remercie ici font donc toutes partie d'un travail commun, où je n'ai fait que rassembler les données et informations dont ils sont porteurs, que j'ai ensuite analysées avec mon regard externe et digérées à travers une problématique propre à cette thèse.

Tout d'abord merci à John d'avoir toujours été là, tout au long de ma thèse, disponible, réactif, pertinent, efficace. Merci aussi d'avoir comblé mes points faibles : trouver des titres, synthétiser des parties, alléger des diapos, et j'en passe ... !

Merci à Sylvain grâce à qui cette thèse a pu voir le jour et qui m'a aidée à me redonner confiance et à me motiver dans les périodes les plus difficiles.

Merci à Baptiste Regnery et Maya Leroy avec qui j'ai spécialement apprécié les échanges et collaborations, toujours très enrichissantes et constructives. J'espère d'ailleurs que cela n'est qu'un début et que nous continuerons à travailler ensemble sur des sujets qui nous animent.

En matière de collaboration, je tiens aussi à remercier Sandra Nicolle et Alexandre Gaudin pour l'organisation des modules 'Méthode d'enquête' 2016 et 2017 d'AgroParisTech. Bien que complexe tant dans l'organisation que dans les sujets proposés, le travail que nous avons effectué ensemble a été fécond et source d'une grande plus-value pour ma formation et pour ma thèse. Merci d'ailleurs à tous les étudiants qui ont participé avec enthousiasme à ce module.

Merci à mes collègues de la Métropole de Montpellier pour leur confiance. Je peux notamment nommer Emilie Salles, Anne-Sophie Muepu, Fabien Blasco et beaucoup d'autres (Aurélien Cartier, Eric Gomez, Yves Nurit, Laure Delberghe ...). Mon travail à la Métropole a

été extrêmement formateur et instructif et je pense que, malgré la complexité que rajoute ce lien fort avec les praticiens au travail de recherche, cet ancrage du chercheur dans la « réalité » est indispensable pour faire des analyses intégrées et proposer des perspectives adaptées et « réalistes » !

Toujours en lien avec la métropole, je tiens à remercier chaleureusement Pierre Thiriet pour le super travail que nous avons réalisé ensemble grâce à son stage. En plus d'être arrivés à des résultats plus qu'appréciables, ces 6 mois de travail intense ont été extrêmement agréables et plaisants à tes côtés. Tu as mis la barre très très haute pour mes futurs stagiaires !

Evidemment, sans tous les témoignages des acteurs du territoire, ma thèse aurait été bien amoindrie, alors un grand merci à tous les interviewés pour le temps qu'ils m'ont consacré malgré leur emploi du temps surchargé. Sans être exhaustive, les échanges répétés avec certains m'imposent de les citer : Pascale Seven, Luis de Sousa, Pascale Fievet, Isabelle Jory de la DREAL Occitanie, Karine Jaquet du Cabinet Barbanson Environnement, Candice Huet de Naturalia, Fabien Lépine du CEN-LR ou encore Maeva Second Normand, Fabrice Truant, Sabrina Bibollet, Aura Panloup, Guillaume Fresnel, Aurore De Melo, Aline Corbeaux ... des différents EPCI de mon échantillon. J'espère de tout cœur que les résultats de ma thèse, relayés à travers ce manuscrit, seront utiles et permettront d'éclairer et d'orienter les pratiques de tous ces acteurs de terrain, car c'est cette fin qui a animé mon travail et qui a participé à ma motivation au quotidien.

Enfin, merci à Agnès Mechin et Coralie Calvet pour leur soutien et leur bonne humeur sans faille et pour les *Coffichat* qui, en fin de thèse, m'ont permis de continuer à suivre l'actualité grâce à une veille active sur le sujet de la séquence ERC.

Un merci spécial à Clémence Guimont pour sa relecture attentive, bienveillante et très enrichissante des parties de posture et de méthode, à Nicolas Yakovleff pour avoir pris le temps de lire et commenter la totalité du manuscrit avec son œil avisé d'expert, et à Fanny Guillet, en particulier pour sa lumière sur mon plan de thèse, qui m'a permis ensuite de mettre le pied à l'étrier !

Moins en lien avec le sujet même de la thèse, mais très en lien avec son bon déroulement, les membres de mon entourage au CEFÉ ont été d'une plus haute importance. Au 3^e je peux citer : Guillaume Papuga pour son entrain perpétuel, son réconfort en temps voulu, sa tasse marmotte et ses supers connaissances en statistiques; Marie Chandelier pour son oreille attentive et son soutien de tous les jours, pour les multiples thés rythmant nos journées de moments plaisants, pour nos séances de décompression en course à pied, et j'en passe ! ; Rémi pour les party crêpes qui réchauffent l'estomac, et tous les autres qui participent largement à la bonne humeur au labo (Ana et Anne, Virginie, Perrine, Simon, Jean-Louis, Anne-So ...). Au 2^e maintenant : je tiens à souligner la patience et la solidité de Nicolas Courbin face à mon acharnement moral quotidien nécessaire pour canaliser mon énergie ; Aloïs pour ses blagues si drôles ; Manon pour les gâteaux et la bonne humeur... etc. etc. etc.

Au-delà du labo, d'autres sont aussi largement notables car ils participent au bonheur dans ma vie en général, ils sont toujours présents et m'aident à me construire, à avancer :

- mon coloc principal, Aurélien, et mes collocs secondaires, Yaco et Fab ;
- OF COURSE toute la Montpellier Family, de près ou de loin, qu'importe ! ;
- Fanny, sans qui je n'aurais aucune raison de partir en vacances et ainsi, de relaxer mon cerveau ;
- Juliette, car proche ou lointaine, te savoir là me fait du bien.

Ne pas oublier pour agrémenter cela, mes copains d'Ardèche, éternels malgré mon absence, voilà une base de base qui demeure et sur qui ont peu compter quoi qu'il arrive !

Pour finir, un gigantesque merci,

A mes parents qui, grâce à leur présence, leur soutien, leur protection, leur amour, sont largement responsables de ce que je suis fière d'être. Un merci exclusif, maman, pour tes relectures multiples et attentives.

A mes grands-parents, mes sœurs aussi, Marine & Jo, et bien sûr mes nièces, si pétillantes !!

A Valentin, pour m'avoir absolument toujours poussée, encouragée même dans les moments de doute les plus profonds.

A Tangi, pour ta détente et ta rêverie contagieuses, qui m'apaisent, m'inspirent et qui m'ont permis de tenir le cap sur la dernière longue ligne droite ...

Sigles et acronymes

3M : Montpellier Méditerranée Métropole

AAC : Aires d'alimentation de captage

Ae : Autorité environnementale

AFB : Agence française de la biodiversité

APN : Association de protection de la nature

BBOP : *Business and biodiversity offset programme*

CBN : Conservatoire botanique national

CE : Code de l'environnement

CEREMA : Centre d'étude et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement

CEN : Conservatoire des espaces naturels

CGEDD : Commissariat général l'environnement et du développement durable

CNPN : Conseil national de la protection de la nature

CSRPN : Conseil scientifique régional du patrimoine naturel

CU : Code de l'urbanisme

DDT(M) : Direction départementale des territoires (et de la mer)

DREAL : Direction régionale environnement aménagement et logement

ENS : Espaces naturels sensibles

EPCI : Etablissement public de coopération intercommunal

ERC : Eviter, Réduire, Compenser

ICPE : Installation classée pour la protection de l'environnement

LPO : Ligue de protection des oiseaux

MAPTAM : Modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles

MEDDE : Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie

MRAe : Mission régionale d'autorité environnementale

NNL : *No net loss*

NOTRe : Nouvelle organisation territoriale de la république

OAP : Orientation d'aménagement et de programmation

SAGE : Schéma d'aménagement et de gestion des eaux

SAFER : Société d'aménagement foncier et d'espace rural

SCoT : Schéma de cohérence territoriale

SDAGE : Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux

SINP : Système d'information de la nature et des paysages

SRCE : Schéma régional de cohérence écologique

PLU(i) : Plan local d'urbanisme (intercommunal)

SCP : *Systematic conservation planning*

SIG : Système d'information géographique

SINP : Système d'information sur la nature et le paysage

SRADDET : Schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires

SRCE : Schéma régional de cohérence écologique

TVB : Trame verte et bleue

WWF : *World Wide Fund for Nature*

ZAC : Zone d'activité concertée

ZNIEFF : Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique

Sommaire

Un mot d'introduction.....	1
<i>PARTIE 1 : CONTEXTE, PROBLEMATIQUE ET DEMARCHE</i>	3
Chapitre 1 – De la théorie à l'instrumentalisation de la séquence ERC	7
1.1 La théorie et les définitions liées à la séquence ERC	7
1.2 Historique et contexte d'émergence des instruments pour atténuer les impacts anthropiques : de l'idée à son institutionnalisation.....	12
1.3 La séquence ERC dans la réglementation aujourd'hui et demain, dans le monde, en Europe et en France	16
1.4 Du cadre réglementaire à sa mise en œuvre locale : quelle appropriation des concepts et outils par les acteurs ?	27
1.5 Le projet et le document de planification : deux échelles mal articulées et inégalement traitées	30
1.6 Un déséquilibre notable entre la phase d'évitement et de compensation	32
Chapitre 2 – L'application de la séquence ERC dans un socio-éco-système complexe.....	39
2.1 Un socio-écosystème comme système d'étude	39
2.2 Les échelles et échelons du socio-écosystème complexe.....	40
2.3 Des échelles dynamiques qui s'influencent et se croisent	42
2.4 Des défis d'échelles dans le socio-écosystème complexe.....	43
2.5 Une complexité intrinsèque à la séquence ERC	45
Chapitre 3 – Posture de recherche.....	51
3.1 Complémentarité des cadres d'analyse : entre biologie de la conservation, géographie et sciences de gestion	51
3.2 Une recherche-intervention à l'interface de l'action publique	53
Chapitre 4 – Questions, objectifs et cas d'étude	57
4.1 Objectif et question globale	57
4.2 Un territoire d'étude : le socio-écosystème de Montpellier Méditerranée Métropole .	57
4.3 Questions et objectifs en lien avec les questions opérationnelles	64
4.4 Elements de méthode et cas d'étude	66

PARTIE 2 : SYNTHÈSE DES TRAVAUX..... 79

Chapitre 5 – L'étude d'impact, une approche évolutive mais limitée 81

- 5.1 Une échelle temporelle juridique fortement influente sur la pratique 81
- 5.2 L'étude d'impact : une échelle spatiale et temporelle d'aménagement du territoire partiellement adaptée..... 92
- 5.3 De la loi à sa mise en œuvre : un décalage dans les niveaux fonctionnels institutionnels..... 95
- 5.4 L'élaboration de l'étude d'impact : une arène de négociations entre acteurs à la recherche d'un compromis 102

Chapitre 6 – Apports et implications d'une approche territoriale et stratégique 117

- 6.1 Que signifient E, R et C aux échelons territoriaux et stratégiques ?..... 118
- 6.2 Les implications d'un changement d'échelle au regard de nos résultats..... 119

Chapitre 7 – Vers une démarche méthodologique opérationnelle ajustée... 125

- 7.1 Quelle échelle pertinente saisir dans le millefeuille territorial ? 125
- 7.2. Pratiques et stratégies déjà mises en œuvre par les EPCI 128
- 7.3. Réflexion sur l'élaboration d'une démarche méthodologique 140
- 7.4. La démarche méthodologique théorique en bref 153
- 7.5. Test *in situ* : Retour sur l'implémentation du cadre méthodologique au sein de 3M. 154

PARTIE 3 : DISCUSSION GÉNÉRALE 159

Chapitre 8 – Discussion et conclusion 161

- 8.1. Résumé des principaux résultats au regard des lacunes identifiées 161
- 8.2. La réponse à la question..... 162
- 8.3 Articulation avec les nouveautés réglementaires et doctrinaires 164

Chapitre 9 – Perspectives 171

- 9.1. Perspectives pour la recherche 171
- 9.2. Propositions pour l'action 174
- 9.3. La solidarité écologique : un principe de base pour l'aménagement du territoire ?.. 179

Postface – De la construction de ma thèse à une réflexion sur ma posture..... 184

Bibliographie 189

Annexes : ARTICLES..... 205

ARTICLES

Article [1] – Bigard, C., Pioch, S., Thompson, J.D., 2017a. The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. *Journal of Environmental Management*. 200, 35–45.

..... p 207

Article [2] – Bigard, C., Regnery, B., Blasco, F., Thompson, J., 2017b. La prise en compte de la biodiversité dans les études d’impact : évolutions prometteuses mais lacunaires. *Sciences Eaux et Territoires Revue de l’Irstea*. Hors-série n°39.

..... p 221

Article [3] – Bigard, C., Regnery, B., Pioch, S., Thompson, J., 2018. De la théorie à la pratique de la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) : Eviter ou légitimer la perte de biodiversité ? *Développement Durable et Territoire* 9, 20.

..... p 133

Article [4] – Bigard, C., Leroy, M., In Prep. Quelles réponses gestionnaires et stratégiques des intercommunalités à un nouvel instrument de politique environnementale: la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) ?

..... p 257

Article [5] – Bigard, C., Thiriet, P., Pioch, S., Thompson, J.D., In Prep. Elaboration of strategic landscape-scale planning to improve mitigation hierarchy implementation: an empirical case study in Southern France.

..... p 259

Article [6] – Bigard, C., Guillet, F., In Prep. When you can’t see the forest for the trees: differential implementation of the mitigation hierarchy by large and small projects.

..... p 285

Article [7] – Bigard, C., Chaurand, J., Vanpeene, S., Thompson, J., In Prep. Protéger la biodiversité et aménager le territoire : Quelles complémentarités entre les politiques « Trame Verte et Bleue » et « Eviter-Réduire-Compenser » ?

..... p 295

Table des Figures

Figure 1 : Principe théorique comptable de la séquence ERC	8
Figure 2 : Notions d'impact résiduel significatif, de « seuil de significativité » et de « point de bascule ».....	8
Figure 3 : Frise contextualisant l'institutionnalisation et l'instrumentalisation de la séquence ERC	15
Figure 4 : Principales évolutions réglementaires en lien avec l'application de la séquence ERC au niveau mondial, européen et national	20
Figure 5 : Comparaison des grandes tendances dans les approches de l'étude d'impact (EIE) d'une part, et de l'évaluation environnementale stratégique (EES) d'autre part dans le cadre de l'évaluation de politiques, plans, programmes et projets d'aménagement (inspiré de Sheate, 2016)	26
Figure 6 : Schématisation des interactions les plus récurrentes entre les acteurs de la séquence ERC	30
Figure 7 : Articulation entre le document de planification et les projets (Extrait des Lignes directrices ERC ; MEDDE, 2013)	31
Figure 8 : Échelles spatiales, temporelles et niveaux fonctionnels constitutifs du socio-écosystème étudié (inspiré de Cash <i>et al.</i> , 2006 & Lee, 1993).	45
Figure 9 : Le principe de codage/décodage : des constats de terrain aux questions scientifiques.	54
Figure 10 : Territoire administratif de l'EPCI Montpellier Méditerranée Métropole (3M)	58
Figure 11 : Taux annuel de croissance démographique entre 2006 et 2011 des principales métropoles françaises (Extrait du Bilan du SCoT 2015 ; Montpellier Méditerranée Métropole, 2015)	59
Figure 12 : Double page sur la préservation de la nature comme un enjeu prioritaire sur le territoire de 3M, extrait du magazine mensuel de la Métropole (Extrait du MMMAG 07 de Juillet-Aout 2015).....	61
Figure 13 : Les mutations dans l'occupation du sol de 3M entre 2008 et 2012 (Extrait de : Montpellier Méditerranée Métropole, 2015).....	62
Figure 14 : Les questionnements opérationnels identifiés au sein de Montpellier Méditerranée Métropole par rapport à la mise en œuvre de la séquence ERC.....	63
Figure 15 : Cartographie des 42 petits projets étudiés et des 2 gros projets retirés de l'étude..	69
Figure 16 : Localisation du projet A : « ZAC Charles Martel deuxième extension » (Extrait de l'étude d'impact, 2013).....	71
Figure 17 : Localisation du projet B : « ZAC Ecoparc du bois de Minteau» (Extrait de l'étude d'impact, 2013)	71
Figure 18 : Répartition des 16 EPCI étudiés entre 2015 et 2017	75

Figure 19 : Index de prise en compte de biodiversité (IB) en fonction de la date de l'étude d'impact.	82
Figure 20 : Evolution temporelle détaillée par année de (a) l'indicateur 6 sur l'analyse des connectivités écologiques locales et (b) de l'indicateur 21 sur la mention des impacts cumulés dans les études d'impact.....	86
Figure 21 : Cartographie illustrant la zone retirée du périmètre de projet (Extrait de l'étude d'impact de la ZAC « Ecoparc du Bois de Minteau », 2013)	89
Figure 22 : Frises illustrant l'évolution dans l'organisation des acteurs en fonction des évolutions réglementaires, accompagnées de sociogrammes simples pour schématiser l'évolution du jeu d'acteur.	91
Figure 23 : Détail du nombre de mesures E, R, C et d'accompagnement étudiées, Extrait de l'Article [3]	97
Figure 24 : Représentation de l'environnement et de ses composantes tels qu'ils sont compartimentés au sein d'une étude d'impact	101
Figure 25 : Cartographie illustrant la hiérarchisation des enjeux écologiques au sein de la zone d'étude du projet (de « faible » à « très fort ») ainsi que le périmètre final du projet de ZAC (Extrait de l'étude d'impact de la ZAC « Charles Martel deuxième extension », 2014)	106
Figure 26 : Schématisation des implications du passage de l'étape d'évitement à la réduction et de la réduction à la compensation en termes d'impacts sur les milieux naturels et d'impacts sur le bilan financier du projet	108
Figure 27 : Un changement d'échelle dans l'approche de la séquence ERC ?.....	120
Figure 28 : Schématisation des organisations constituant le millefeuille territorial français, leurs compétences, leurs temporalités d'action ainsi que les outils qu'elles mobilisent.	127
Figure 29 : Gradient des approches des EPCI, d'une posture réactive à une stratégie proactive de l'application de la séquence ERC	138
Figure 30 : Méthode de hiérarchisation spatiale de la biodiversité pour une stratégie d'évitement à l'échelle territoriale. Cas du territoire de Montpellier Méditerranée Métropole.	146
Figure 31 : Les indicateurs envisagés pour anticiper les compensations futures à l'échelle d'un territoire.....	150
Figure 32 : Indicateurs appliqués au territoire de 3M	150
Figure 33 : Schématisation de la démarche d'évaluation environnementale d'un document de planification de l'aménagement du territoire	151
Figure 34 : Récapitulatif de notre proposition pour une démarche méthodologique afin d'appliquer la séquence ERC à l'échelle territoriale et stratégique, par exemple à travers un SCoT.....	153
Figure 35 : Représentation des interdépendances écologiques entre les sites d'extension d'une zone urbaine et le reste du territoire naturel et agricole (inspiré de Thompson <i>et al.</i> , 2011)...	180

Table des Tableaux

Tableau 1 : Définitions françaises de la séquence ERC issues de la Doctrine ERC	11
Tableau 2 : Groupes d'acteurs et acteurs de la séquence ERC au niveau opérationnel.....	29
Tableau 3 : Acteurs par groupe d'acteurs enquêtés respectivement pour les projets A et B entre 2016 et 2017	73
Tableau 4 : Tableau synthétisant l'organisation des recherches	77
Tableau 5 : Nombre de réponses positives pour chaque indicateur et significativité de l'augmentation de réponse positive entre avant et après juin 2012 testé avec un test Exact de Fisher	84
Tableau 6 : De la mention à la prise en compte des impacts cumulés et des connectivités écologiques locales.....	94
Tableau 7 : Les implications d'un passage de l'échelon spatial du projet à celui du territoire et de l'échelon fonctionnel de l'action à celui de la stratégie	122
Tableau 8 : Récapitulatif des principales adaptations gestionnaires des EPCI pour appliquer l'instrument ERC.....	136
Tableau 9 : Synthèse des propositions et perspectives	182

Table des Encarts

Encart 1 : Les 10 principes de la compensation écologique du BBOP (2012)	10
Encart 2 : Définition des étapes E, R et C du BBOP	11
Encart 3 : La réforme des études d'impact	19
Encart 4 : Champs d'application de la séquence ERC	23
Encart 5 : Et qu'en est-il des projets, non listés, non soumis à étude d'impact ?	25
Encart 6 : Brève analyse bibliométrique des publications sur l'évitement	35
Encart 7 : Quatre principes synthétisent et justifient la « recherche-intervention »	55
Encart 8 : Le <i>systematic conservation planning</i> et la séquence ERC	141
Encart 9 : Les étapes du <i>systematic conservation planning</i>	142

Un mot d'introduction

*Ils quittent un à un le pays
Pour s'en aller gagner leur vie
Loin de la terre où ils sont nés
Depuis longtemps ils en rêvaient
De la ville et de ses secrets
Du formica et du ciné*

*Les vieux, ça n'était pas original
Quand ils s'essuyaient machinal
D'un revers de manche les lèvres
Mais ils savaient tous à propos
Tuer la caille ou le perdreau
Et manger la tomme de chèvre*

*Pourtant que la montagne est belle
Comment peut-on s'imaginer
En voyant un vol d'hirondelles
Que l'automne vient d'arriver?*

...

« La Montagne », Jean Ferrat, 1964

Dans les années 1960, alors que la France se reconstruit sous le Général De Gaulle, Jean Ferrat, citadin parisien, découvre l'Ardèche et sa campagne. Inspiré par cet environnement, il compose « La Montagne », un hymne à la nature qui porte les germes d'une future prise de conscience écologique.

Désormais, les activités de l'homme sont considérées comme la première source de changements globaux (Steffen *et al.*, 2007), caractéristiques d'une nouvelle ère géologique : l'« anthropocène » (Crutzen, 2002; Devictor, 2015). En effet, l'augmentation des pressions anthropiques sur les milieux naturels, telle que l'artificialisation des sols lors de l'aménagement du territoire, a un effet direct sur le déclin de la biodiversité à tous les niveaux, sans marque d'évolution positive actuelle (Butchart *et al.*, 2010). En guise d'illustration, l'indice planète vivante¹, témoigne d'une réduction de 58% de l'abondance des populations de vertébrés² entre 1970 et 2012 (WWF, 2016). En France, on évalue une chute de 33% des effectifs d'oiseaux en milieu agricole et 30% en milieu bâti entre 1990 et 2017 (indicateur STOC, 2017³) et de 46% des populations de chauves-souris entre 2006 et 2014 (ONB, 2017). Ceci peut être mis en parallèle d'une chute d'environ 80% de la biomasse des insectes volants dans les espaces protégés européens en Europe en l'espace de 27 ans (Hallmann *et al.*, 2017). On parle en effet d'une « 6^e extinction massive » (Barnosky *et al.*, 2011). Au-delà des extinctions et de la chute d'abondance de certaines espèces, l'érosion de la biodiversité peut aussi se caractériser par l'homogénéisation des milieux (Olden *et al.*, 2004) ou l'augmentation des espèces généralistes par rapport aux spécialistes (Le Viol *et al.*, 2012).

Ce phénomène ne peut être ignoré car l'avenir de l'homme est lié à celui de la planète. La terre est finie, il n'y en a pas d'autre pour nous accueillir et la perte de biodiversité, modifiant le fonctionnement des écosystèmes, a un impact direct sur la pérennité de l'humanité (Cardinale *et al.*, 2012). Ainsi, avec le temps et suite aux premiers témoignages de changements environnementaux globaux, l'homme en prend conscience et cherche à cerner les limites de la planète, les seuils et points de bascule qu'il ne faut pas dépasser (Rockström *et al.*, 2009). Le

¹ Développé par WWF en collaboration avec les Nations Unies

² Évolution de l'abondance de 14 152 populations de 3 706 espèces de vertébrés suivies sur le globe

³ Ce programme est coordonné par le CESCO du MNHN, dans le cadre du réseau Vigie-Nature. Deux fois par an, 175 espèces d'oiseaux communs sont inventoriées dans tous les milieux. Pour visualiser les derniers résultats : <http://vigienature.mnhn.fr/page/produire-des-indicateurs-partir-des-indices-des-especes-habitat>

concept de biodiversité, nommé comme tel en 1985 et mis en exergue depuis le sommet de la Terre de Rio (1992), dépasse désormais le seul champ de l'écologie scientifique pour devenir un problème public et politique (Mauz et Granjou, 2010), et faire écho à la qualité de vie, à l'urbanisme ou au développement durable (Marty *et al.*, 2005).

Des instruments d'action publique émergent pour intégrer ce type d'enjeux à l'aménagement du territoire. C'est le cas de la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) qui ambitionne d'annuler les impacts négatifs de projets, plans et programmes, relatifs à l'aménagement du territoire, sur l'environnement (dont les milieux naturels et la biodiversité).

A travers ce manuscrit, la question centrale que je pose et à laquelle je tâche d'amener des éclairages est la suivante : la séquence ERC est-elle un instrument efficace pour intégrer la biodiversité comme élément central dans l'aménagement du territoire ?

Ma thèse s'articule autour de trois parties. Dans la première, je contextualise et problématise le sujet de recherche. En outre, après avoir présenté les objectifs et hypothèses de travail, j'introduis l'approche et la méthode employée. Dans un deuxième temps, je présente les résultats des travaux menés et je les discute dans une continuité logique afin de répondre aux questions initialement posées. Enfin, en troisième partie, j'essaye de prendre du recul afin de discuter des apports globaux des travaux, de leur insertion dans le paysage socio-politique français actuel, ainsi que des propositions et perspectives qu'ils suggèrent.

Bonne lecture !



PARTIE 1 : CONTEXTE, PROBLEMATIQUE ET DEMARCHE

Cette première partie a pour vocation d'introduire ce travail. Ainsi le Chapitre 1 vise à apporter les éléments de définition et de contextualisation du sujet. Nous présentons ensuite le cadre théorique dans lequel s'inscrivent nos travaux dans le Chapitre 2 et l'approche et la posture de recherche à travers le Chapitre 3. Enfin, nous exposons en Chapitre 4 les objectifs, les questions ainsi que les matériaux et méthodes d'étude.

Chapitre 1 – De la théorie à l’instrumentalisation de la séquence ERC

Dans ce premier Chapitre nous proposons une contextualisation de notre recherche en présentant globalement l’instrument⁴ ERC de façon théorique et pratique. Tout d’abord, nous délivrons des éléments théoriques et de définition sur la séquence ERC afin de bien comprendre les principes de cet instrument central dans nos recherches. Nous poursuivons sur l’histoire de l’émergence de la séquence ERC, ainsi que son institutionnalisation dans le monde, en Europe et en France. Cela nous amène enfin à discuter de son instrumentation⁵ et à soulever des limites quant à l’efficacité de l’instrument.

1.1 La théorie et les définitions liées à la séquence ERC

1.1.1 Fondements théoriques de la hiérarchie ERC et de l’objectif de *no net loss*

L’application de la séquence ERC se fait à partir de la prédiction d’un impact (Impact prédit, IP) sur l’environnement. L’environnement est constitué de multiples composantes allant de composantes abiotiques (bruit, qualité de l’air, hydrologie, patrimoine culturel, etc.) à des composantes biotiques (diversité spécifique, écosystémique, populationnelle, dynamiques et interrelations écologiques, etc.), en passant par les services écosystémiques, depuis la loi Biodiversité⁶ (2016). Dans cette thèse nous centrons notre attention sur la composante biotique de l’environnement que nous englobons par la suite dans le terme de « biodiversité ».

Une fois prédit, cet impact doit être atténué tout d’abord à travers des mesures d’évitement (E). Après évitement, l’impact est à nouveau évalué (IP’) et des mesures de réduction (R) doivent alors être mises en place. Après évitement et réduction, l’impact résiduel (IR) est calculé et la compensation (C) doit permettre de « neutraliser » l’IR ainsi calculé (Figure 1).

La séquence ERC suit donc un principe comptable tel que:

- $E \neq 0$ car la séquence est une hiérarchie (en théorie, si $E=0$, alors R et C ne peuvent pas exister)
- L’impact prédit (IP) = $E + R + C$

⁴ Les termes d’instrument et d’outil associés à la séquence ERC sont utilisés de façon équivalente tout au long du manuscrit pour renvoyer à la notion d’instrument d’action publique qui consiste en « un dispositif à la fois technique et social qui organise les rapports sociaux spécifiques entre la puissance publique et ses destinataires en fonction des représentations et des significations dont il est porteur » (Lascoumes and Le Galès, 2004)

⁵ Nous entendons par instrumentalisation « L’ensemble des problèmes posés par le choix et l’usage des instruments (des techniques, des moyens d’opérer, des dispositifs) qui permettent de matérialiser et d’opérationnaliser l’action gouvernementale » (Lascoumes and Le Galès, 2014)

⁶ Loi n°2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages

Ainsi, l'absence de perte nette de biodiversité ou *no net loss* (NNL) est atteinte seulement si $NNL = 0 = IP - E - R - C$ et le gain net de biodiversité (NG) est obtenu si $IR < C$.

En théorie, si le NNL ne peut être atteint, alors l'impact prédit doit être plus atténué en amont *via* de nouvelles mesures d'évitement ou/et de réduction, jusqu'à ce que l'équivalence $IR=C$ soit possible.

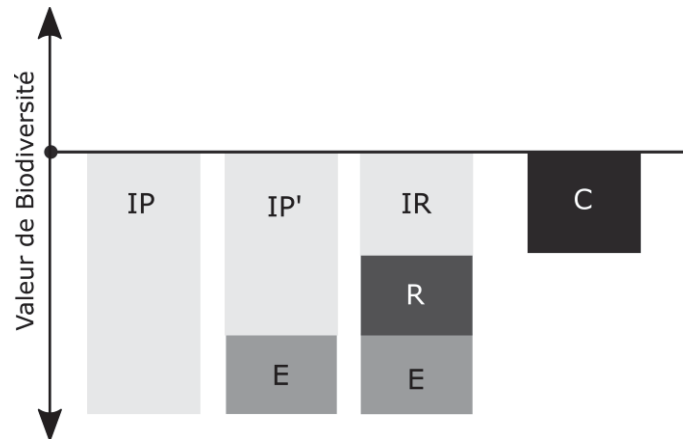


Figure 1: Principe théorique comptable de la séquence ERC

IP- Impacts prédits, IR- Impacts résiduels, E- Evitement, R- Réduction, C- Compensation

Quand IR tend vers zéro, la notion de « significativité » donne le seuil à partir duquel la compensation écologique doit être mise en œuvre (Figure 2). En dessous du seuil de significativité, l'impact résiduel est non significatif (IR_{ns}), la compensation écologique n'est pas nécessaire, l'application de la séquence ERC peut s'arrêter au R. Au-dessus du seuil de significativité, l'impact résiduel est significatif (IR_s), la compensation écologique est alors nécessaire pour atteindre le NNL. On appelle « point de bascule » le point à partir duquel l'impact résiduel devient significatif.

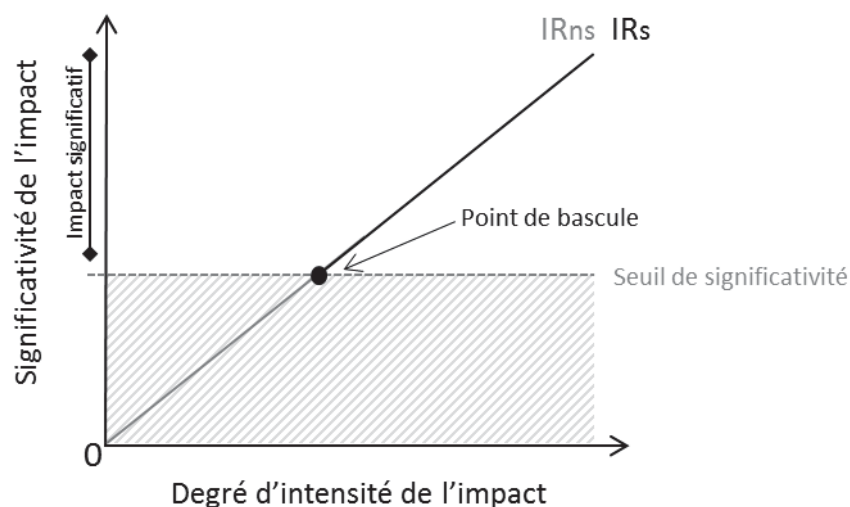


Figure 2 : Notions d'impact résiduel significatif, de « seuil de significativité » et de « point de bascule »

IRns- Impacts résiduels non significatifs, IRs- Impacts résiduels significatifs

Pour la mise en œuvre de l'outil, certaines règles ont été instaurées plus ou moins formellement au niveau international à travers les standards développés par le *Business and Biodiversity Offsets Programme* (BBOP)⁷ notamment (Encart 1), au niveau communautaire à travers les diverses directives européennes et au niveau national grâce à la doctrine ERC (MEDDE, 2012).

Ces règles sont :

- l'équivalence : écologique selon laquelle la perte et le gain de biodiversité doivent être équivalents sur la plan qualitatif (mêmes espèces, mêmes habitats naturels, mêmes fonctions écologiques, etc.) et quantitatif (au minimum : même nombre d'espèces, même surface d'habitats naturels, etc.); et temporels, qui a deux dimensions - d'une part le time lag (le temps laissé entre la perte de biodiversité liée au projet et le gain de biodiversité lié à la compensation écologique) doit être le plus petit possible, d'autre part, la durée du gain écologique doit être équivalente à la durée de l'impact ;
- la faisabilité : il doit être possible techniquement d'atteindre les objectifs fixés ;
- l'efficacité : les mesures doivent atteindre les résultats annoncés, elles doivent engendrer une plus-value écologique, elles doivent être additionnelles en permettant d'atteindre des objectifs écologiques qui ne pourraient être atteints grâce à d'autres politiques sectorielles.

Si l'on analyse plus en détail le NNL on s'aperçoit rapidement qu'au-delà de la théorie, c'est un concept qui n'est pas neutre. Par exemple, d'un point de vue comptable, le terme « nette » associé au concept d' « absence de perte nette de biodiversité » :

1) introduit une perte de biodiversité assumée et autorisée résultant de la différence entre la perte brute évaluée et la perte nette compensée ;

2) ouvre la voie à un registre économique et comptable sous-entendant que l'on peut agréger des pertes et des gains pour obtenir un résultat « net » (que l'on souhaite supérieur ou égal à zéro en l'occurrence) et que la compensation est le seul moyen d'atteindre cet objectif.

Enfin, nous pouvons noter que NNL est un objectif à deux niveaux : au niveau global et politique (objectif européen par exemple), mais aussi au niveau des impacts spécifiques aux aménagements locaux (Maron *et al.*, 2018). Dans nos travaux, c'est l'objectif lié aux impacts spécifiques de projets⁸ individuels auquel nous faisons référence lorsque nous évoquons ce concept.

⁷ Créé en 2004, cet organisme fait référence concernant l'application de la séquence ERC au niveau mondial

⁸ Dans ce manuscrit nous entendons par la notion de « projet » les projets d'aménagement individuel, c'est-à-dire les opérations d'aménagement à venir en tant qu'objectif à réaliser par des acteurs donnés, dans un contexte précis et avec un délai et un budget déterminés.

ENCART 1 : LES 10 PRINCIPES DE LA COMPENSATION ECOLOGIQUE DU BBOP (2012)

- 1- Atteindre le>NNL
- 2- Tendre vers le Net Gain
- 3- Respecter la hiérarchie ERC
- 4- Poser les limites de ce qui est compensable
- 5- Prendre en compte le contexte local (paysager, environnemental, social et culturel)
- 6- Faire participer les parties prenantes
- 7- Mettre en œuvre une mesure de compensation de façon justifiée, équilibrée et équitable
- 8- Fixer des objectifs de résultat sur le long terme
- 9- Etre transparent et communiquer les résultats
- 10- Se baser sur des connaissances scientifiques et respecter les savoir-faire traditionnels lors de la mise en œuvre des mesures de compensation

1.1.2 Les définitions des étapes de la séquence ERC

En termes de définition des mesures E, R et C, la doctrine ERC publiée par le ministère de l'environnement en mai 2012 (MEDDE, 2012) donne des définitions de chacune des étapes (Tableau 1).

Pour clarifier les définitions précisées dans le tableau 1 on peut noter que l'évitement revêt deux principales formes. La première forme est l'évitement lors du choix d'opportunité. C'est un évitement très en amont de la définition du projet, lorsque différentes solutions alternatives sont envisageables. La deuxième forme est un évitement qui se fait plus à la marge, une fois que le projet et ses modalités sont mieux définis. Les mesures de compensation peuvent être de différents types. Elles peuvent consister en de la restauration écologique sur des zones naturelles dégradées, en la création d'habitats naturels sur un site où ils n'existaient pas initialement, ou encore en des changements de pratiques en faveur de la biodiversité sur des zones déjà gérées (changement de pratiques agricoles ou agropastorales par exemple). Bien que ce ne soit pas le cas dans tous les pays, en France, il est spécifié dans les lignes directrices nationales (MEDDE, 2013) que les mesures de préservation de milieux naturels ne peuvent être une modalité de compensation écologique.

Enfin, on peut noter que ces définitions ne s'alignent pas exactement sur celles du BBOP (Encart 2). Une différence notable réside notamment au niveau d'une étape supplémentaire, dite de « réhabilitation/restauration », insérée entre la réduction et la compensation dans les définitions du BBOP. Cette étape représente une réhabilitation de la biodiversité sur le site de projet après l'impact.

Tableau 1 : Définitions françaises de la séquence ERC issues de la Doctrine ERC (MEDDE, 2012)

Etape	Définition
Eviter	La conception d'un projet « doit tout d'abord s'attacher à éviter les impacts sur l'environnement, y compris au niveau des choix fondamentaux liés au projet (nature du projet, localisation, voire opportunité) ». « L'évitement est la seule solution qui permet de s'assurer de la non-dégradation du milieu par le projet. Dans le processus d'élaboration du projet, il est donc indispensable que le maître d'ouvrage intègre l'environnement, et notamment les milieux naturels, dès les phases amont de choix des solutions (type de projet, localisation, choix techniques), au même titre que les enjeux économiques ou sociaux. »
Réduire	« La réduction intervient dans un second temps, dès lors que les impacts négatifs sur l'environnement n'ont pu être pleinement évités. Ces impacts doivent alors être suffisamment réduits, notamment par la mobilisation de solutions techniques de minimisation de l'impact à un coût raisonnable, pour ne plus constituer que des impacts négatifs résiduels les plus faibles possibles. »
Compenser	« Les mesures compensatoires ont pour objectif d'apporter une contrepartie aux impacts résiduels négatifs (y compris les impacts résultant d'un cumul avec d'autres projets) qui n'ont pu être évités ou suffisamment réduits. [...] Elles doivent permettre de maintenir voire le cas échéant d'améliorer la qualité environnementale des milieux naturels concernés à l'échelle territoriale pertinente. » Elles doivent être « au moins équivalentes », « faisables », et « efficaces ».
Accompagner	Les « mesures, dites « d'accompagnement » (acquisitions de connaissance, définition d'une stratégie de conservation plus globale, mise en place d'un arrêté de protection de biotope qui relève en fait des pouvoirs de l'État ou des collectivités, ...), peuvent être définies pour améliorer l'efficacité ou donner des garanties supplémentaires de succès environnemental aux mesures compensatoires. »
Suivi	« Le programme de suivi, [...] doit permettre de s'assurer de la pérennité de leurs [les mesures de réduction et de compensation] effets. »

ENCART 2 : DEFINITION DES ETAPES E, R ET C DU BBOP⁹

The mitigation hierarchy is defined as:

- **Avoidance:** *measures taken to avoid creating impacts from the outset, such as careful spatial or temporal placement of elements of infrastructure, in order to completely avoid impacts on certain components of biodiversity.*
- **Minimisation:** *measures taken to reduce the duration, intensity and / or extent of impacts (including direct, indirect and cumulative impacts, as appropriate) that cannot be completely avoided, as far as is practically feasible.*
- **Rehabilitation/restoration:** *measures taken to rehabilitate degraded ecosystems or restore cleared ecosystems following exposure to impacts that cannot be completely avoided and/ or minimised.*
- **Offset:** *measures taken to compensate for any residual significant, adverse impacts that cannot be avoided, minimised and / or rehabilitated or restored, in order to achieve no net loss or a net gain of biodiversity. Offsets can take the form of positive management interventions such as restoration of degraded habitat, arrested degradation or averted risk, protecting areas where there is imminent or projected loss of biodiversity.*

⁹ http://bbop.forest-trends.org/pages/mitigation_hierarchy

1.2 Historique et contexte d'émergence des instruments pour atténuer les impacts anthropiques : de l'idée à son institutionnalisation

Cette section a pour but de donner le contexte et l'esprit dans lequel les politiques liées à la séquence ERC et à son objectif de NNL ont trouvé leur place et leur pertinence. Ce contexte historique pourra ensuite servir nos propos pour discuter, en troisième partie de la thèse, du poids des valeurs et idéologies portées par l'instrument ERC au regard de nos résultats.

Depuis le début du 18^e siècle, dans l'espace occidental, différents courants de pensée discutent les limites associées à notre mode de vie au regard des ressources naturelles disponibles. Ces réflexions, pour certaines encore au stade d'intuitions, restent à être démontrées sur des bases scientifiques, mais elles fondent une prise de conscience sur les risques d'une relation déséquilibrée entre l'homme et la nature, qui se globalisera au 20^e siècle.

Au cours du dernier siècle, plusieurs phases historiques façonnent cette prise de conscience (Figure 3). Une première période post deuxième guerre mondiale, pendant les trente Glorieuses, se construit autour d'une logique de reconstruction qui est dominante en Europe. En effet, le contexte fait que les besoins de base sont à assouvir, ce qui entraîne une vaste politique d'aménagement du territoire¹⁰ avec l'industrialisation de l'agriculture et de grands travaux de l'État (routes, voies ferrées et logements). Puis, un net tournant s'opère dans les années 70 avec l'émergence d'une réglementation environnementale qui vise à mettre en place des instances et un cadre réglementaire en réponse au néo-libéralisme naissant. Portée par Ignace Sachs dès 1972 et accompagnée des travaux du Club de Rome dans les années 1970, l'idée d'un « écodéveloppement » fait son chemin avec pour objectif de raisonner notre développement. En parallèle, des mouvements sociaux soutenant des positions vivement opposées à un développement positiviste déshumanisé s'organisent dans les pays occidentaux : le post-modernisme s'installe. La troisième et dernière phase d'appropriation de la notion de développement durable voit l'instauration, à partir des années 90, d'une logique de compromis actée entre développement économique et croissance d'une part, et préservation de l'environnement, de la nature et de la biodiversité d'autre part. Le rapport Brundtland en 1987 sur le concept pivot de développement durable et le sommet de la Terre à Rio en 1992 posent les pierres d'un développement équilibré, souhaité comme durable.

Les mécanismes plus fins de la prise en compte de l'environnement dans les politiques publiques d'aménagement du territoire sont importants à mettre en lumière pour à la fois comprendre la maturation de cette prise de conscience et simultanément mieux saisir la problématique de cette thèse, à savoir leur manque d'effectivité depuis plus de 40 ans en France.

Tout d'abord, dans les pays occidentaux, la période des trente Glorieuses (1946-1975) est marquée par une très forte croissance économique avec notamment une modification intense

¹⁰ « L'aménagement du territoire se définit comme un ensemble d'actions concertées visant à organiser les habitants, les activités, les constructions [...] sur l'étendue d'un territoire » (Merlin & Choay, 1988)

des pratiques culturelles ainsi qu'une artificialisation¹¹ des sols entraînant une fragmentation des milieux naturels conséquente. En 1962, en écho à cette dynamique marquée, Rachel Carson, une biologiste américaine, publie « Printemps silencieux » qui relève les conséquences désastreuses des pesticides et de la pollution sur l'environnement. Cet ouvrage révèle les prémices du mouvement écologiste, avec un soutien croissant du mouvement par la société, et plus globalement les prémices d'une prise de conscience sur la « nature » (au sens biophysique) et plus largement aux problématiques environnementales généralisées. Ainsi, le cadre politique développé face à ces évolutions se focalise plutôt sur la mise en place des parcs nationaux (loi n°60-208 du 22 juillet 1960 relative à la création de parcs nationaux) comme réservoirs isolés de faune et de flore « à protéger ».

Les années 70 marquent la fin des trente Glorieuses. Ce premier tournant de l'histoire intervient au moment de la publication de « *The limits to growth* » par le club de Rome en 1972 et de la conférence de Stockholm la même année qui met en avant la responsabilité particulière de l'homme dans la préservation des ressources naturelles mondiales. Le lien entre l'Homme et la Nature est de plus en plus reconnu. En parallèle, des grandes catastrophes polluantes aident à aller dans ce sens : notamment l'explosion d'une bombe atomique avec une contamination massive au Strontium 90 en 1945 au Nouveau-Mexique, la marée noire de l'Amoco Cadix sur les côtes bretonnes en 1978, des catastrophes Seveso comme à Bhopal (Inde) en 1984 ou encore la pollution radioactive sur plus de 200 km de rayon liée à Tchernobyl (1986). Les activités anthropiques ont un impact sur le milieu naturel, l'homme est responsable de la détérioration de la nature, il se doit d'agir.

En parallèle de cette réglementation environnementale grandissante pour prendre en compte la biodiversité, deux mouvements se construisent et s'opposent : un mouvement de lutte environnementale, et un mouvement de rejet de la réglementation environnementale porté notamment par les grandes entreprises libérales. En effet, depuis les années 80, on observe une généralisation des conflits environnementaux. Ceci peut s'expliquer par un changement de vision de l'aménagement du territoire et un passage d'une vision « consensuelle » dans la période post-guerre, à des visions « diversifiées » dès les années 80 (Subra, 2014). En période après-guerre, la population voulait un aménagement rapide, efficace et quantitativement important pour pallier des besoins vitaux : se nourrir, se loger, travailler. Dès les années 80, ces besoins sont partiellement ou entièrement satisfaits. C'est dans cette période qu'on observe également le début d'un désengagement de l'État. Les discours écologiques reçoivent une audience croissante auprès d'une partie des sociétés occidentales dont le niveau de formation est en nette progression. En France, 1968 marque une dé-légitimation symbolique du pouvoir de l'État (Subra, 2014). Ceci est couplé avec un certain désenchantement des Français pour la politique qui se traduit par un « à quoi bon » du à une multitude de crises locales et des problématiques environnementales (« entérinées » dès les années 1990 par les premières manifestations du changement climatique). Les grandes entreprises, voyant leur profit baisser (fin des trente Glorieuses) et les mouvements sociaux et écologistes croître, tentent de s'organiser : c'est l'*environmental backlash* (Bonneuil, 2015). Une coalition anti-environnement se crée pour développer des lobbies, créer des slogans, renouveler la communication et travailler avec des scientifiques pour la diffusion de doutes sur les fondements écologiques des

¹¹ Ce terme s'applique à une catégorie particulière de changements d'usage des sols : la conversion de surfaces agricoles ou naturelles en espaces à usage urbain (qu'ils soient revêtus ou non)

réglementations. Ces évolutions sont à mettre en parallèle avec la multiplication des partenariats publics-privés, la mise en concurrence des acteurs ainsi que la montée en puissance des logiques d'actions néolibérales fondées sur l'évaluation, la quantification et la marchandisation (Bezès, 2008; Thomas et Boisvert, 2015).

Bien que cette opposition soit très marquée, elle tend à s'atténuer par la suite. Mais elle fonde les valeurs et l'idéologie support des outils et des cadres qui ont émergé dans cette période où les problématiques environnementales s'institutionnalisent petit à petit, avec notamment une réglementation environnementale croissante.

Le rapport Brundtland (1987) marque alors un nouveau tournant en donnant la définition actuelle du développement durable. Il préconise que la croissance économique repose sur des politiques qui garantissent la protection de l'environnement et que les mesures de régulation soient établies à l'intérieur des marchés. Le sens de « conservation » est désormais associé à la notion de développement (Veyret, 2005). On passe de l'ère des extrêmes – pas de préservation versus une préservation « excluante » dans des espaces isolés où l'on peut caractériser l'approche de la protection de la nature comme étant « biocentrée » (nature protégée « sans l'homme ») - à l'ère de la conservation qui intègre le développement sur le territoire dans sa globalité (Lefeuvre, 1990; Lepart et Marty, 2006; Rodary *et al.*, 2003). Les stratégies de conservation des grandes ONG comme WWF, l'UICN ou le PNUE (programme des Nations Unies pour l'environnement) s'alignent d'ailleurs sur ce modèle de pensée : la conservation de la nature doit avoir pour finalité la satisfaction des besoins de l'homme. Les années 90 sont marquées par l'instrumentalisation de la notion de développement durable, notion qui récupère la critique environnementale développée depuis les années 70 en créant un nouveau modèle. L'idée centrale est que l'économie ne s'oppose plus à l'environnement (Leroy et Lauriol, 2011). Lors du sommet de la Terre à Rio en 1992 les attentes portent sur deux questions centrales: 1) quel équilibre peut-on trouver entre environnement et économie ? 2) comment maintenir la nature dans son état tout en poursuivant le développement économique du pays ?

C'est ainsi que la biodiversité rentre alors progressivement dans le jeu territorial en devenant une donnée d'entrée, un élément de décision (Lepart et Marty, 2006). A partir des années 2000 une série de lois allant dans le sens d'un aménagement du territoire plus systémique sont instaurées (création des SCoT, stratégie nationale pour la biodiversité, réforme des parcs nationaux, lois Grenelles, etc. ; Figure 3).

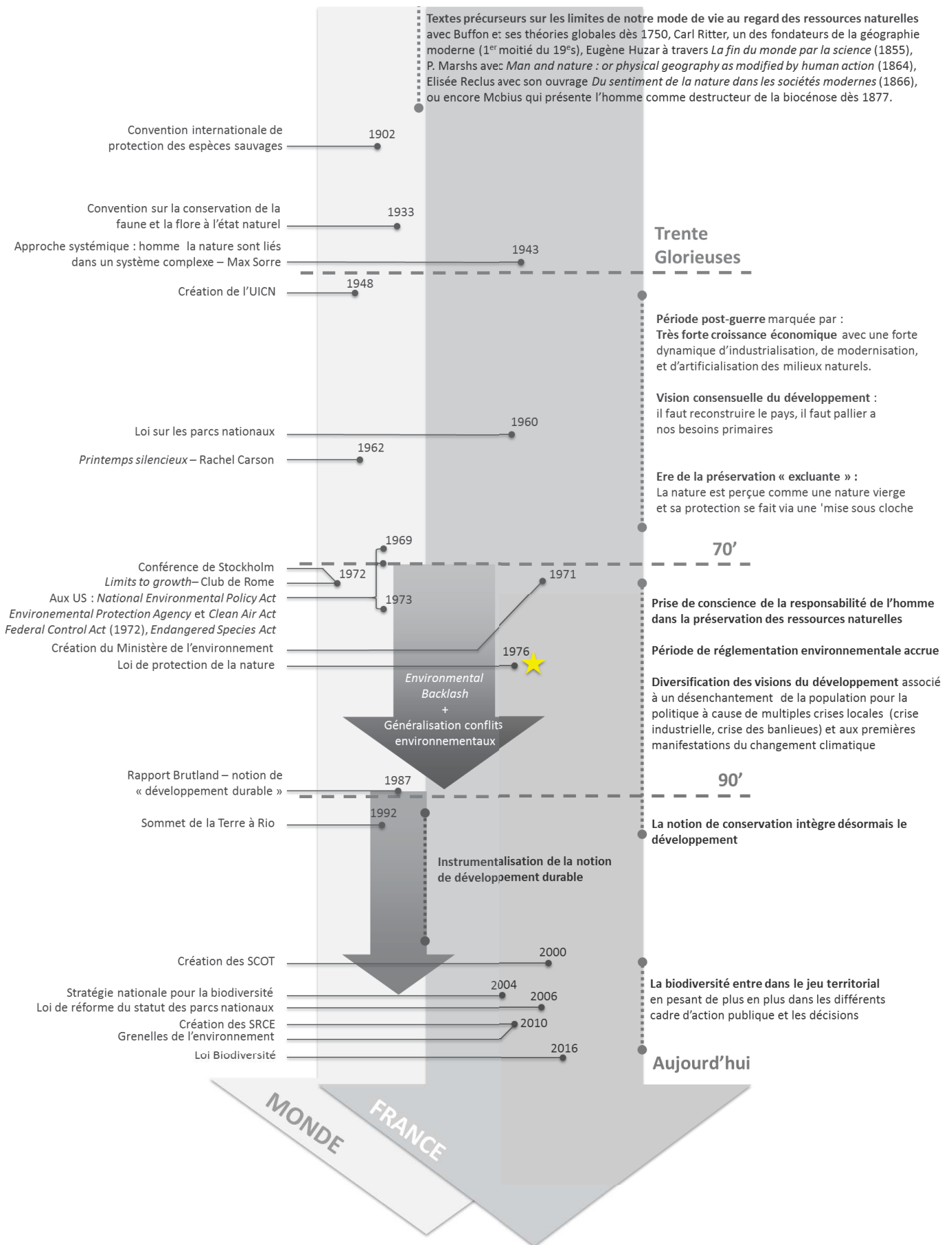


Figure 3 : Frise contextualisant l'institutionnalisation et l'instrumentalisation de la séquence ERC
L'étoile représente l'arrivée de la séquence ERC dans la réglementation française.

1.3 La séquence ERC dans la réglementation aujourd'hui et demain, dans le monde, en Europe et en France

Nous présentons maintenant comment la séquence ERC s'inscrit dans la réglementation : au niveau international et européen tout d'abord, puis au niveau national (Figure 4). Nous verrons enfin les tendances sur lesquelles ce cadre réglementaire continue à évoluer aujourd'hui.

1.3.1 Les principes et réglementations érigés au niveau international, européen et national

Au niveau international, en 2016, 69 pays sont connus pour avoir une politique en place ou en cours de développement qui nécessite de mettre en œuvre des compensations écologiques, soit plus d'1/3 des pays dans le monde (Maron *et al.*, 2016).

Toutefois, le principe de la séquence ERC et l'objectif de NNL qui y est étroitement lié ont été introduits aux États-Unis. En effet, la séquence ERC est appréciée en premier lieu sous l'angle légal de *l'environmental impact assessment* (EIA) (Macintosh et Waugh, 2014), équivalent à l'« étude d'impact sur l'environnement » (EIE) en France. C'est un outil qui trouve ses origines dans le *national environmental policy act* (NEPA) en 1969. En 1972, l'OCDE¹² met en avant le principe de « Pollueur-Payeur », principe de base de la séquence ERC. Elle est alors intégrée et définie dans le *Federal Water Pollution Control* de 1972, devenu le *Clean Water Act* dès 1977. La première définition de la *mitigation* compte 5 étapes : *Avoidance, Minimization, Rectification, Reduction & Compensation*. Il faudra attendre 1990, au cours du *Memorandum of agreement* (MOA) pour que la *mitigation* soit définie en une hiérarchie de 3 étapes aux États Unis.

En 1989, le président H.W. Bush père adopte le slogan « *no net loss* » (NNL) pour la protection des zones humides lors de sa campagne présidentielle (Hough et Robertson, 2009). Le NNL a en fait été imaginé quelques années plus tôt par le *National Wetlands Policy* avec comme objectif l'absence de perte nette de zones humides à court terme et pour essayer d'atteindre un gain net à long terme. La notion de NNL prend alors toute son ampleur à travers la campagne présidentielle.

Par la suite, en 2004 le *Business and Biodiversity Offsets Programme* (BBOP) est créé par *Forest trends*, une ONG internationale dont la mission principale est de promouvoir les approches basées sur des mécanismes de marché pour la conservation des forêts et autres écosystèmes. Le BBOP programme rassemble au niveau international des représentants de grandes entreprises qui ont besoin de compenser leurs impacts (dont TOTAL, Eiffage, Electricité de France), d'entreprises spécialistes en application de la séquence (dont le bureau d'études Biotope), d'institutions financières (dont CDC Biodiversité ou *l'European Bank for Reconstruction and Development*), d'ONG (dont Birdlife international, Rainforest Alliance, WWF-UK) et d'agences gouvernementales (dont l'UICN, Ramsar ou le ministère de l'écologie français) afin de produire des *standards and guidelines* partagés pour tester et développer des bonnes pratiques. Les productions de cet organisme font aujourd'hui référence au niveau international concernant la séquence ERC. Le BBOP définit par exemple 10 grands principes (Encart 1) dont le NNL comme

¹² Organisation coopération de développement économique

objectif de la séquence, et si possible le *Net Gain* (NG). La logique de ces principes est d'ailleurs clairement reprise dans les objectifs d'Aichi qui constituent le plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 et qui a été adopté en 2010 par les Parties du traité international de la convention sur la diversité biologique.

Concernant les règles théoriques de mise en œuvre de la séquence ERC, les pays peuvent accorder plus ou moins de flexibilité pour chacun des items, ou même en ajouter. Par exemple, contrairement aux États-Unis ou à l'Australie, la France demande un respect strict de l'équivalence écologique (like-for-like ou "in-kind"). De plus, la France ajoute la règle de l'équivalence géographique : la compensation d'un impact doit se faire à proximité de cet impact.

Au niveau européen, différentes directives mentionnent la séquence ERC. On peut en relever 3 principales qui ont été motrices pour les avancées réglementaires nationales (Quétier *et al.*, 2014).

Tout d'abord c'est la directive « projet » ou *environmental impact assessment* (EIA) en 1985 puis son amendement en 1997 qui spécifie que l'impact sur la faune et la flore doit être considéré et qui introduit la séquence ERC dans le droit européen. En 1992, la directive Habitat introduit une liste des espèces d'intérêt communautaire à protéger et précise les conditions pour déroger à cette protection. Enfin, bien qu'introduit en 1980 par un rapport de la commission européenne (Wood et Djeddour, 1989), la nécessité d'appliquer la séquence ERC pour les politiques, plans et programmes (PPPs) est introduite en 2001 à travers la directive « plans et programmes » n°2001/42/CE relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement ou *strategic environmental assessment* (SEA). La transposition dans les politiques des états membres est globalement lente, il faut attendre 2009 pour une transposition dans tous les États Membres. La France transpose la directive à travers une ordonnance (2004-489) et 2 décrets (2005-613 et 2005-608 du 27 mai 2005) et le terme SEA est traduit par évaluations environnementales « stratégiques » (EES). Cependant la commission européenne met en demeure la France en octobre 2009 pour transposition incorrecte et incomplète par rapport au champ d'application de l'évaluation environnementale. Les lois Grenelles achèvent donc la transposition en étendant notamment la liste de plans et programmes soumis à évaluation environnementale et en abolissant enfin le seuil déclenchant les EIE, fixé arbitrairement à 1.9 million d'euros (Art. R. 122-17 CE).

En France, le cadre réglementaire est partagé entre droit « dur » et droit « souple ». En effet, au niveau législatif la séquence ERC est mentionnée pour la première fois dans la loi pour la protection de la nature en 1976, texte fondateur en matière d'évaluation environnementale. Les trois étapes n'y sont pas clairement définies, seul le principe de hiérarchie des mesures y est explicite : tout projet d'aménagement doit suivre une hiérarchie d'atténuation des impacts consistant à éviter¹³ les impacts, les réduire et enfin, compenser les impacts résiduels. En outre,

¹³ Le terme employé dans la loi de 1976 était « supprimer »

dans cette première loi, la séquence ERC doit être mise en œuvre si cela est « possible »¹⁴, terme flou et non défini qui laisse place à l'interprétation. La séquence ERC, désormais prévue par le droit mais dont le cadre juridique est imprécis, reste majoritairement formelle et théorique et est très peu utilisée en pratique.

Entre les années 70 et le milieu des années 2000, une succession de lois liées d'une part à la décentralisation à partir de la loi-cadre Defferre en 1982¹⁵ et d'autre part à un aménagement durable du territoire dès la loi d'orientation foncière en 1967¹⁶, désigne le paysage politique dans lequel l'application de la séquence ERC doit s'imbriquer aujourd'hui. En effet, la séquence ERC devient un outil nécessaire pour limiter l'impact du à l'artificialisation des milieux afin de s'inscrire dans un développement durable. Cette responsabilité est déléguée aux échelles territoriales fines.

La publication de la charte de l'environnement annexée à la constitution en 2005 et donnant une valeur constitutionnelle aux principes de prévention et de réparation¹⁷ et surtout les lois de programmation relatives à la mise en œuvre des Grenelles de l'environnement de 2009 et 2010 (resp. « Grenelle 1 » et « Grenelle 2 ») replacent l'application de la séquence ERC comme un sujet actuel et donnent enfin un élan à cette réglementation en réformant les études d'impact. Cette réforme sera concrétisée dans un décret d'application en décembre 2011 où, pour la première fois, un objectif est assigné à l'application de la séquence ERC, celui « de conserver globalement la qualité environnementale des milieux, et si possible d'obtenir un gain net, en particulier pour les milieux dégradés, compte-tenu de leur sensibilité et des objectifs généraux d'atteinte du bon état des milieux ».

Les Grenelles sont suivis de décrets pour l'application des nouveaux éléments de loi. Parmi eux, le décret 2011-2019 du 29 décembre 2011 réforme les études d'impact pour leur donner une approche nettement plus intégrative de l'environnement, dont la biodiversité (Encart 3).

¹⁴ Extrait de l'article 2 de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature : « *Le contenu de l'étude d'impact qui comprend au minimum une analyse de l'état initial du site et de son environnement, l'étude des modifications que le projet y engendrerait et les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables pour l'environnement* »

¹⁵ Les lois relatives à la décentralisation : les lois Defferre en 1982 ; Loi Chevènement relative au renforcement et à la simplification de la coopération intercommunale en 1999 ; Loi relative aux libertés et responsabilités locales en 2004 ; Réforme des collectivités territoriales en 2010 ; Loi MAPTAM (modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles) en 2014 ; Loi NOTRe (nouvelle organisation territoriale de la république) en 2015.

¹⁶ Les lois liées à l'aménagement du territoire pour un développement durable : Loi d'orientation foncière (LOF) en 1967 ; Loi de solidarité et de renouvellement urbain (SRU) en 2000 ; Lois Grenelles en 2009 et 2010 ; Loi ALUR (accès au logement et à un urbanisme rénové) en 2014.

¹⁷ Respectivement, article 3 et 4 de loi constitutionnelle n° 2005-205 du 1 mars 2005 relative à la Charte de l'environnement

ENCART 3 : LA REFORME DES ETUDES D'IMPACT

La 2nd Loi n°2010-788 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (loi Grenelle 2) accompagnée du décret 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impact (entré en vigueur le 1^{er} Juin 2012), a permis d'achever la transposition de cette directive.

La réforme porte globalement sur :

- l'élargissement du champ d'application de l'étude d'impact avec l'établissement de critères et de seuils basés sur la nature, la dimension et la localisation du projet et l'établissement d'une liste positive limitative en annexe de l'Art. R122-2 CE ;
- la redéfinition et l'enrichissement du contenu de l'étude d'impact ;
- le renforcement de l'information et de la participation des citoyens avec la simplification des procédures et la création d'une instance de mise à disposition du public avant toute décision d'autorisation ;
- le renforcement du contrôle de l'administration : l'autorité compétente donne un avis sur le projet et de nouvelles sanctions administratives sont instaurées.

Cette « loi Grenelle 2 » affirme que désormais l'étude d'impact doit comprendre « au minimum, une description du projet, une analyse de l'état initial de la zone susceptible d'être affectée et de son environnement, l'étude des effets du projet sur l'environnement ou la santé humaine, y compris les effets cumulés avec d'autres projets connus, les mesures proportionnées envisagées pour éviter, réduire et, lorsque c'est possible, compenser les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine ainsi qu'une présentation des principales modalités de suivi de ces mesures et du suivi de leurs effets sur l'environnement ou la santé humaine ».

L'étude d'impact devra également justifier les raisons du choix opéré en exposant « une esquisse des principales solutions de substitution qui ont été examinées par le maître d'ouvrage et une indication des principales raisons de son choix, eu égard aux effets sur l'environnement ou la santé humaine ».

Le décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 reprend tous les éléments du texte de la loi Grenelle 2. A travers l'Art. R 122-5 (CE), il ajoute que le contenu de l'étude d'impact doit être proportionné à la sensibilité environnementale de la zone susceptible d'être affectée par le projet, à l'importance et la nature des travaux, ouvrages et aménagements projetés et à leurs incidences prévisibles sur l'environnement ou la santé humaine. Dans ce même article, le décret précise « l'environnement » à considérer dans l'analyse de l'état initial. Il comprend: « la population, la faune et la flore, les sites et paysages, les biens matériels, les continuités écologiques, les équilibres biologiques, le patrimoine culturel et archéologique, le sol, l'eau, l'air, le bruit, les espaces naturels, agricoles, forestiers, maritimes ou de loisirs, ainsi que les interrelations entre ces éléments ».

En termes de précisions quant aux mesures E, R et C et à l'objectif de cette séquence, il faut attendre la publication de la doctrine ERC pilotée par le ministère de l'environnement en mai 2012 (MEDDE, 2012). Elle est issue du constat partagé en 2010 concernant la difficulté à mettre

en œuvre la séquence ERC due au manque d'une vision partagée. Elle est le fruit de deux années de travail d'un comité de pilotage national composé d'un large panel d'acteurs (services de l'État et services déconcentrés, maîtres d'ouvrage, associations, chercheurs, etc.). Le résultat est un texte qui fait consensus, ambitieux et partagé car résultant de compromis entre acteurs d'horizons divers et dont les intérêts peuvent diverger. C'est un document de référence pour l'interprétation de la loi qui a pour but de rappeler et de préciser les principes qui doivent guider les aménageurs et l'administration dans l'application d'ERC et qui reflète la vision et les attentes de l'État (Hubert et Regnery, 2016). Il n'est pas opposable mais a une portée prescriptive et normative assumée à travers son nom « doctrine », son histoire et son mode d'élaboration, son format, court et synthétique et son porteur : l'État. Par la suite, des lignes directrices sont publiées en octobre 2013 (MEDDE, 2013) pour tenter d'homogénéiser les actions opérationnelles relatives à ERC et donner des pistes méthodologiques. Celles-ci reprennent paragraphe par paragraphe la doctrine ERC et la détaillent sans entraîner de modifications de ses définitions. Ainsi, la doctrine et les lignes directrices peuvent être assimilées à du droit « souple » complétant le cadre juridique (directives, lois, décrets) tout en laissant une certaine flexibilité aux acteurs de terrain dans leur mise en œuvre de la séquence ERC.

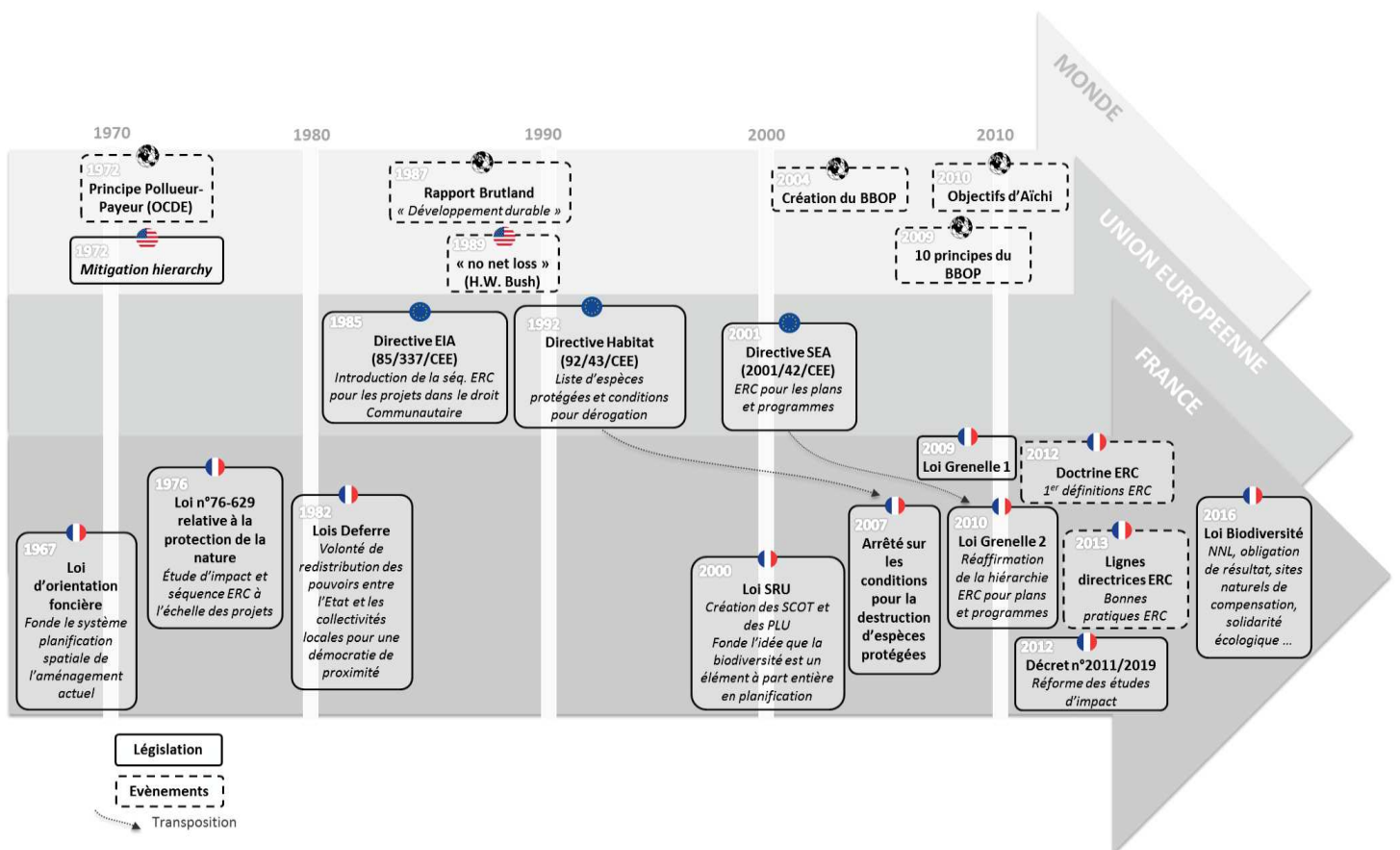


Figure 4 : Principales évolutions réglementaires en lien avec l'application de la séquence ERC au niveau mondial, européen et national

Sur le sujet de la séquence ERC, la politique, la science et la pratique évoluent rapidement et simultanément depuis une dizaine d'années. Pendant la période de la thèse, le cadre législatif et les réflexions ministérielles continuent à cheminer avec notamment la loi Biodiversité et la création de la mission régionale d'autorité environnementale (MRAe).

La loi n°2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (dite « loi Biodiversité ») apporte une série de compléments pour l'application de la séquence ERC, les points suivants en sont des exemples :

- l'absence de perte nette de biodiversité devient l'objectif officiel affiché pour la séquence ERC afin de s'aligner sur le concept international de NNL¹⁸ ;
- le principe d'équivalence écologique est introduit ;
- un cadre réglementaire pour les banques de compensation et pour les opérateurs de compensation est créé ;
- la biodiversité est définie pour la première fois dans la réglementation française. La définition est la suivante : « On entend par biodiversité, ou diversité biologique, la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques, ainsi que les complexes écologiques dont ils font partie. Elle comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces, la diversité des écosystèmes ainsi que les interactions entre les organismes vivants. »¹⁹ ;
- les fonctionnalités et les services éco-systémiques sont inclus dans ce qu'il faut considérer pour appliquer la séquence ERC ;
- l'obligation de résultat est désormais réglementaire (en plus de l'obligation de moyen) ;
- les solutions de substitution à un projet ne doivent plus seulement être « esquissées » dans l'étude d'impact, mais bel et bien « décrites » ;
- l'outil « obligation réelle environnementale » est créé par la loi comme moyen d'assurer la vocation environnementale d'une zone compensatoire durant tout le contrat ;
- l'homogénéisation du géo-référencement des mesures compensatoires sur l'ensemble du territoire français.

Enfin, la loi Biodiversité pose comme base du code de l'environnement le principe de solidarité écologique « *qui appelle à prendre en compte, dans toute prise de décision publique ayant une incidence notable sur l'environnement des territoires concernés, les interactions²⁰ des écosystèmes, des êtres vivants et des milieux naturels ou aménagés* » (Art. L. 110-1 CE). Elle instaure d'ailleurs dans le même article le principe de non régression du droit de l'environnement.

¹⁸ Dans la suite du texte nous faisons le raccourci de parler directement de no net loss (NNL) pour qualifier l'objectif de la séquence ERC

¹⁹ On peut noter que cette définition correspond exactement à celle établie dans la convention sur la diversité biologique élaborée au sommet de la Terre à Rio en 1992 : « Diversité biologique: Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes. » (Nations Unies, 1992)

²⁰ Le concept originel explicité par Mathevet *et al.* (2010) utilise plutôt le terme d'« interdépendance » qui est une notion plus forte qu'« interaction »

La création des missions régionales d'autorité environnementale (MRAe) date du 12 Mai 1016. Leur création est issue du décret n°2016-519 du 26 avril 2016 portant réforme de l'autorité environnementale. Il fait suite à l'avis motivé de la commission européenne pour la mauvaise transposition de la directive « plans et programmes » qui ne respectait pas le principe d'indépendance. Ainsi cette nouvelle entité permet de renforcer l'indépendance des décisions et avis rendus par les autorités environnementales notamment vis-à-vis des autorités chargées de préparer et d'approuver les plans et programmes soumis à évaluation environnementale

Ces nouvelles réglementations prennent vite place au sein du système. Par exemple, en 2017 déjà 4 sites naturels de compensation pilotes²¹ sont officiellement créés (Commissariat général au développement durable, 2017) et des initiatives qui vont dans ce sens fleurissent sur le territoire national. On note aussi que le 8 décembre 2017 le principe de non régression du droit de l'environnement inscrit dans la loi Biodiversité est appliqué. En effet, le conseil de l'État annule l'article du décret n°2016-1110 du 11 août 2016 qui réforme les règles applicables à l'évaluation environnementale. Ce dernier visait à diminuer le nombre de projets soumis à évaluation environnementale au cas par cas.

1.3.2 Des outils réglementaires pour une application de la séquence ERC à deux échelles : l'étude d'impact et l'évaluation environnementale stratégique

Nous exposerons ici deux outils réglementaires spécifiques qui concernent l'évaluation des impacts des projets, plans et programmes, c'est-à-dire le plus grand nombre de décisions relatives à l'aménagement des territoires : l'étude d'impact sur l'environnement (EIE) appelée communément « étude d'impact », et l'évaluation environnementale stratégique (EIS) appelée communément « évaluation environnementale ».

Ces deux outils s'inscrivent dans un ensemble d'outils plus large. En effet, bien que le principe reste toujours le même, le champ d'application de la séquence ERC est large et recoupe divers codes : le code de l'environnement (CE), le code forestier (CF), le code civique (CCiv), le code rural (CR) ou encore le code de l'urbanisme (CU) (Encart 4).

²¹ Les quatre opérations pilotes sont celles de : l'opération Cossure en région PACA depuis 2008 menée par l'opérateur CDC Biodiversité ; l'opération Combe-Madame en Rhône Alpes depuis 2015 , menée par l'association Initiative impliquant EDF ; l'opération Yvelinoise en Ile-de-France, depuis 2015 et menée par un groupement d'intérêt public (GIP) regroupant le départements des Yvelines, des EPCI et d'autres membres des secteurs privés et publics; l'opération Dervenn en Bretagne depuis 2015, menée par un bureau d'études.

ENCART 4 : CHAMPS D'APPLICATION DE LA SEQUENCE ERC

- ✓ Etude d'impact (CE - Art. L.122-1 à 3 et R.122-3-II-4°)
- ✓ Autorisation de défrichement (CF - Art. L. 311-4)
- ✓ Dossier de demande de destruction d'espèces protégées (CE - Art. L.411-1 et L.411-2 et listes fixées par arrêté ministériel)
- ✓ Loi sur l'eau (CE - Art. L.214-1 à L.214-3)
- ✓ Incidence Natura 2000 (CE - Art. L.414-4)
- ✓ Installations classées pour l'environnement (ICPE) (CE - Art. L.122-1 à 3 et R.512-8)
- ✓ Loi Responsabilité Environnementale – principe Pollueur-Payeur (CCiv - Art. 1382)²²
- ✓ Destruction milieu agricole (CR - Art. L. 112-1-1, L. 112-1-2 et L. 181-10)
- ✓ L'évaluation environnementale des plans et programmes (Par ex. CU – Art L.121-1 et Art. R.122-2 pour le SCoT, Art. R.123-2-1 pour le PLU)

L'étude d'impact est un outil de planification à l'échelle d'un site ou *site specific planning tool* (Mandelik *et al.*, 2005). C'est un instrument pour évaluer et anticiper les impacts d'un projet et de ses alternatives afin d'atténuer l'empreinte globale du projet (Ortolano et Shepherd, 1995). En pratique les études d'impact sont des documents imposés aux maîtres d'ouvrage dans le cadre des procédures d'aménagement pour les projets ayant une certaine nature (ZAC, ICPE, infrastructures...) et/ou une certaine ampleur en termes de surface. Ces projets sont listés exhaustivement dans l'annexe de l'Art. R122-2 CE. Ainsi, les projets non listés n'y sont pas soumis (Encart 5). Cette étude est de la responsabilité du maître d'ouvrage, qui s'accompagne notamment de bureaux d'études prestataires urbanistes et naturalistes pour l'élaboration du document. Les études d'impact résultent donc d'expertises sur l'évaluation des impacts sur les milieux naturels d'un projet et sur la contrepartie à mettre en œuvre pour atténuer voire annuler ces impacts à travers l'application de la séquence ERC.

Différentes analyses ont été menées sur les études d'impact depuis les années 90. Certaines testent l'efficacité des études d'impact réalisées et font des recommandations sur les pratiques à adopter au regard de ce qui est fait et de la réglementation en vigueur. Ici nous nous sommes concentrés sur les travaux testant la prise en compte des milieux naturels et de la biodiversité dans les études d'impact. Ces travaux sont menés dans différentes parties du monde, toutes soumises à une législation EIE et à la nécessité d'appliquer la séquence ERC. Les bénéfices et les limites ainsi que les progressions à faire sur l'intégration de la biodiversité dans les EIE ont été étudiés en Europe en général (Gontier *et al.*, 2006), en Finlande (Söderman, 2005) et au Royaume-Uni (Byron *et al.*, 2000; Drayson *et al.*, 2015; Gontier *et al.*, 2006; Thompson *et al.*, 1997; Treweek et Thompson, 1997), aux États-Unis (Atkinson *et al.*, 2000), en Israël (Mandelik *et al.*, 2005), en Inde (Khera et Kumar, 2010), au Sri-Lanka (Samarakoon et Rowan, 2008) ou encore au Japon (Tanaka, 2001). Une grande partie de ces études se focalisent sur des dossiers

²² Cette loi concerne les impacts ex-post, seule la compensation est alors concernée (l'évitement et la réduction ne sont pas possibles par définition).

de projets d'ampleur et en particulier des grandes infrastructures linéaires (autoroutes, voies ferrées) et c'est au Royaume-Uni que le sujet est le plus étudié.

Malgré la diversité géographique des études, certaines analyses se rejoignent dans leurs conclusions :

- une évaluation trop vague et descriptive de la biodiversité ;
- seuls certains éléments de la biodiversité sont pris en compte, un focus systématique étant fait sur les espèces et habitats naturels et en particulier ceux qui sont protégés ;
- un focus sur les changements et actions « on-site », il existe très peu d'évaluation et de prise en compte des impacts indirects ou cumulés ;
- le manque d'évaluation à l'échelle fonctionnelle de l'écosystème et à une échelle temporelle et spatiale adéquate au regard des processus écologiques à considérer ;
- le manque de méthode pour prédire les impacts sur la biodiversité ;
- les mesures proposées sont surtout « esthétiques » car la faisabilité ou la probabilité de succès sont rarement étudiées et peu de mesures de suivi systématiques sont proposées.

Par ailleurs, il est souvent conclu par les auteurs que le contenu des EIE en pratique est loin de remplir les ambitions des lois et guidelines nationaux.

Concernant plus précisément les mesures E, R et C, peu d'études les analysent en détail. La majorité des travaux les considère dans leur ensemble à travers le terme de « *mitigation measures* », sans détailler chacune des étapes mais plutôt en regardant si oui ou non des « *mitigation measures* » sont proposées et détaillées dans l'EIE (e.g., Atkinson *et al.*, 2000; Byron *et al.*, 2000; Drayson *et al.*, 2015; Khera et Kumar, 2010; Mandelik *et al.*, 2005; Samarakoon et Rowan, 2008; Söderman, 2005). Dans les quelques études qui analysent les mesures proposées plus en détail, certaines se focalisent sur les prescriptions en compensation écologique seulement (e.g., Drayson et Thompson, 2013; Villarroya et Puig, 2010), d'autres relèvent indépendamment les mesures E, R et C proposées (e.g., Jacob *et al.*, 2016; Treweek et Thompson, 1997).

Même si Treweek et Thompson (1997) est une étude assez ancienne qui analyse des EIE des années 90 au Royaume-Uni, ses résultats recourent ceux de Jacob *et al.*, (2016) qui s'intéressent à des EIE françaises récentes (2003-2015) en milieu marin. En effet, ils concluent que peu de mesures d'évitement sont proposées, que les quelques mesures proposées sont peu détaillées, que les mesures de réduction sont floues car leur objectif n'est pas évoqué (Treweek et Thompson, 1997) et peu de garanties sont apportées pour leur réalisation (Jacob *et al.*, 2016). Concernant la compensation, Jacob *et al.* (2016) montre que pour 30% des EIE, la compensation est proposée sans être précédée de mesures d'évitement ou de réduction et qu'un problème demeure dans la définition du terme de « significativité » de l'impact résiduel du projet.

Enfin, en France, seulement deux études analysent la mise en œuvre de la séquence ERC dans les dossiers d'aménagement : une étude sur des dossiers de dérogation pour destruction d'espèces protégées (Regnery *et al.*, 2013a, 2013b) et une étude sur les études d'impact en milieu marin (Jacob *et al.*, 2016). Alors que la première concerne une réglementation spécifique et se concentre sur la compensation écologique, la seconde se concentre exclusivement sur des projets en milieu marin.

Donc, bien que le principe de l'EIE est le même partout et que les réglementations se recoupent, aucune étude scientifique détaillée n'a été faite sur des EIE de projets « ordinaires » en milieu terrestre en France alors que la réglementation évolue régulièrement à ce sujet.

ENCART 5 : ET QU'EN EST-IL DES PROJETS, NON LISTES, NON SOUMIS A ETUDE D'IMPACT ?

Les projets soumis à étude d'impact sont inscrits dans l'annexe de l'Art R122-2 du code de l'environnement.

D'une part, parmi les projets listés, une grande partie est soumise à autorité environnementale « au cas par cas », *i.e.*, un dossier minimal devra être transmis à l'autorité environnementale pour qu'elle évalue si oui ou non le projet doit faire une étude d'impact en bonne et due forme, ou non. Un grand nombre de projets sont soumis au cas par cas, et finalement peu sont effectivement soumis à étude d'impact. Par exemple, en 2015, 2 222 dossiers ont été soumis au cas par cas (dont 808 en urbanisme) et, parmi ces dossiers, seulement 12,5% ont finalement été soumis à étude d'impact (CGDD, 2016).

D'autre part, beaucoup de projets ne sont pas listés et donc non soumis à étude d'impact. C'est le cas par exemple de tout projet :

- d'urbanisation de moins de 4 ha et d'un terrain d'assiette inférieure à 10 ha ;
- de canalisations pour le transport de gaz dont le produit du diamètre extérieur par la longueur est inférieur à 500 m² et dont la longueur est inférieure à 2 kilomètres ;
- de route (autre qu'autoroute ou voie rapide) inférieure à 3 km.

En parallèle, nous notons qu'en matière d'urbanisation, en France entre 1992 et 2004, 410 milliers d'hectares sur 800 milliers ont été artificialisés par des maisons individuelles (Virely, 2017) et depuis 2006 cette tendance se poursuit car près de la moitié des terres artificialisées sont destinées à l'habitat individuel (Agreste, 2015). Par conséquent, environ la moitié de l'artificialisation française est issue de petits projets ne nécessitant pas d'étude environnementale.

L'évaluation environnementale « stratégique » (EES) est l'équivalent de l'étude d'impact pour l'élaboration de documents de planification de l'aménagement du territoire ; c'est un outil international qui a pour objectif d'évaluer les impacts des politiques, plans et programmes afin de les atténuer. En France, bien que les politiques ne soient pas soumises à EES, les plans et programmes le sont. Parmi eux, on trouve par exemple des documents de planification d'aménagement du territoire tel que les schémas de cohérence territoriale (SCoT), plans locaux d'urbanisme (PLU) et les plans locaux d'urbanisme intercommunaux (PLUi), les schémas régionaux d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires (SRADDET) ou encore les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) et schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE).

Dans la communauté scientifique, l'EES est considérée comme un concept « valise » (Brown et Thérivel, 2000). Il est apparu dans le NEPA aux États-Unis en 1969, en même temps que l'EIE (Jones *et al.*, 2005). Il a été développé en lien avec la philosophie et la pratique de l'EIE (prédiction de l'impact, proposition de mesures, suivi). Cependant c'est un outil dont la

définition et les objectifs restent larges. Il regroupe une série d'approches le long d'un gradient allant d'une approche peu stratégique (type EIE), à une approche très stratégique (Noble et Nwanekezie, 2017). En effet, en comparaison à l'EIE, l'EES a un niveau d'incertitude plus grand pour un niveau de détail plus faible, les prédictions sur les aménagements et leurs impacts sont plus qualitatifs et plus prospectifs (Figure 5). C'est donc un outil opportun pour évaluer les enjeux environnementaux, les options de développement au regard de ces enjeux et de les intégrer aux processus de décision en facilitant une approche proactive (Partidario, 2015). D'ailleurs, l'EES est aussi reconnue pour donner un espace de dialogue dans le cadre de décisions d'aménagement du territoire, pour aider à faire face à des défis environnementaux à grande échelle qui vont au-delà de la protection de la biodiversité (impacts cumulés, services écosystémiques, changement climatique, limites environnementales, etc.), pour assurer un recouvrement systématique de toutes les problématiques environnementales (mécanisme « checklist »), ou encore pour augmenter la transparence dans la façon dont sont traitées les questions environnementales (Fundingsland Tetlow et Hanusch, 2012).

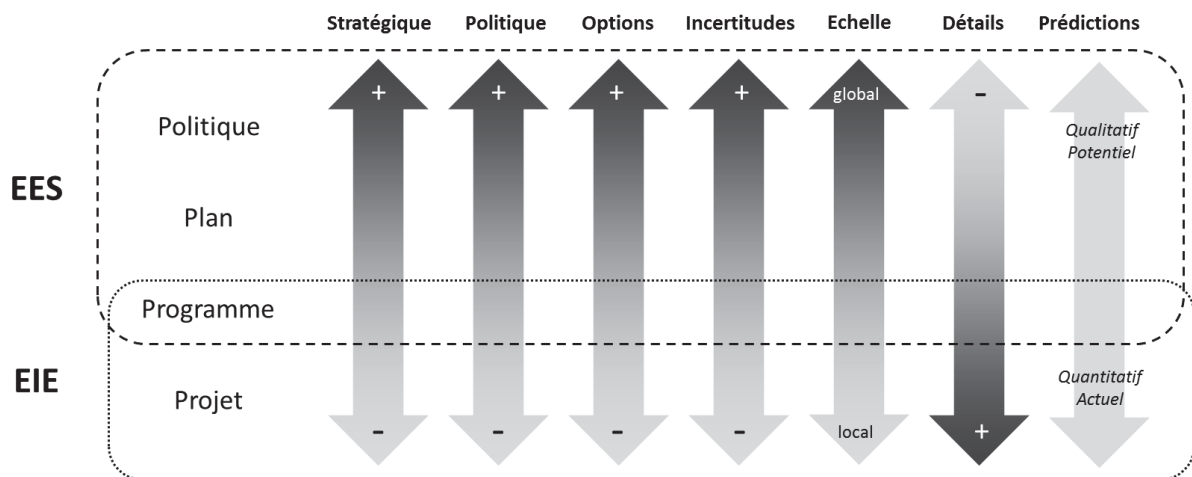


Figure 5 : Comparaison des grandes tendances dans les approches de l'étude d'impact (EIE) d'une part, et de l'évaluation environnementale stratégique (EES) d'autre part dans le cadre de l'évaluation de politiques, plans, programmes et projets d'aménagement (inspiré de Sheate, 2016)

1.4 Du cadre réglementaire à sa mise en œuvre locale : quelle appropriation des concepts et outils par les acteurs ?

La séquence ERC est un instrument réglementaire d'action publique²³ utilisé par les acteurs du territoire pour aménager. En l'occurrence, cet instrument présente certains des traits récurrents de l'action publique en matière d'environnement, à savoir : se confronter à des secteurs forts avec des moyens limités, afficher des principes et objectifs ambitieux sans identifier d'outils ou de moyens pour une mise en œuvre concrète, dépendre des rapports de force locaux pour sa mise en œuvre (Lascoumes, 2012).

Ainsi, en pratique, différents acteurs à différentes échelles doivent s'associer pour répondre aux objectifs de l'instrument de politique publique. Bien que la réglementation impulse et oriente les actions opérationnelles, dans les faits, les acteurs semblent s'approprier et interpréter les règles générales pour une utilisation ajustée au niveau local.

Nous pouvons rassembler l'ensemble des acteurs de la séquence ERC en différents groupes d'acteurs. Les groupes d'acteurs peuvent être les suivants :

- Aménageurs - le groupe d'acteurs « aménageurs » comprend les planificateurs, les élus, les maîtres d'ouvrage, les entreprises déléguées à la maîtrise d'ouvrage ainsi que les maître d'œuvre. Les aménageurs impulsent l'aménagement du territoire à travers des projets, plans ou programmes et ils réalisent les travaux. C'est le maître d'ouvrage qui est responsable de l'application de la séquence ERC et de son efficacité sur le long terme.
- Services de l'État - ce sont les acteurs régulateurs du système qui instruisent les dossiers d'aménagement du territoire et contrôlent les mesures mises en œuvre.
- Bureaux d'études - les bureaux d'études peuvent être généralistes ou spécialisés. D'une part, les bureaux d'études spécialistes peuvent être spécialisés en étude des milieux naturels (bureaux d'études « naturalistes »), en étude et gestion de l'eau ou encore en architecture par exemple. D'autre part, les bureaux d'études généralistes peuvent l'être dans le domaine de l'environnement ou de l'urbanisme. Ils sont parfois appelés « assembleurs » car leur rôle est de coordonner et d'assembler les éléments fournis par les bureaux d'études prestataires plus spécialisés. L'articulation entre bureaux d'études dépend des projets et des maîtres d'ouvrage commanditaires. Les bureaux d'études sont experts pour mener les études réglementaires de A à Z. Ce sont eux notamment, qui proposent les mesures ERC à mettre en œuvre.
- Gestionnaires de la compensation - ils sont missionnés pour gérer les mesures compensatoires sur le long terme selon un plan de gestion donné, pour le compte du maître d'ouvrage. Ils peuvent être des bureaux d'études, des gestionnaires d'espaces naturels, des associations naturalistes, des agriculteurs ou encore des entreprises spécialisées.

²³ « Le terme « politique publique » est aujourd'hui délaissé au profit de la notion d' « action publique » pour prendre en compte l'ensemble des interactions [entre acteurs publics et privés] qui agissent à des niveaux multiples » (Lascoumes *et al.*, 2007)

- Experts - ils peuvent être consultés par les bureaux d'études pour l'élaboration des mesures ERC, pour les protocoles d'inventaires de terrain ou bien par les services de l'état pour obtenir leur avis concernant la cohérence des dossiers sur des points spécifiques.
- Société civile - ils peuvent être des membres d'associations de protection de la nature, d'associations naturalistes, d'associations communales pour la préservation du cadre de vie, des voisins des sites affectés, des riverains et usagers des sites de projet et/ou de compensation. Ils sont consultés officiellement lors de l'enquête publique pour s'exprimer sur les projets d'aménagement.

Pour être exhaustif, nous pouvons ajouter à ces groupes d'acteurs : les médias qui doivent relayer l'information comme par exemple les avis d'ouverture d'enquêtes publiques ; les acteurs du foncier qui possèdent les terrains requis par le maître d'ouvrage pour son projet, ou bien les connaissances et les compétences pour acquérir ces terrains.

Dans chacun des groupes d'acteurs nous pouvons définir différents sous-types d'acteurs (Tableau 2).

Tous ces acteurs sont en interaction les uns avec les autres lors des phases de conception du projet : de l'idée du projet d'aménagement à la mise en œuvre des mesures de compensation en passant par la concertation, l'élaboration des mesures ou l'instruction du dossier. La Figure 6 illustre ces interactions.

La séquence ERC joue un rôle certain dans les négociations et les jeux d'acteurs qui trament l'élaboration des projets d'aménagement du territoire. En effet, c'est un instrument réglementaire d'action publique et donc un « dispositif à la fois technique et social qui organise des rapport sociaux spécifiques entre la puissance publique et ses destinataires en fonction des représentations et des significations dont il est porteur » (Lascoumes et Le Galès, 2014). Ainsi, en permettant l'action publique, la séquence ERC réorganise les rapports sociaux autour du problème de l'érosion de la biodiversité.

Tableau 2 : Groupes d'acteurs et acteurs de la séquence ERC au niveau opérationnel

Groupe d'acteur	Acteur	Rôle Exemple
Aménageur	Maîtres d'ouvrage (MO)	Porteurs du projet d'aménagement et porteurs des demandes d'autorisation comprenant les études Responsables des engagements (notamment concernant les mesures ERC) publiés dans les arrêtés <i>Entreprises privées, organismes publics (État, Région, Département, EPCI, communes) ou public/privé</i>
	Collectivités	Planification territoriale (SCoT, PLUi, SDAGE, SRCE...) Support de la concertation publique <i>Région, Département, intercommunalités, communes</i>
	Maîtres d'œuvre (Moe)	En charge de la conception et/ou de la réalisation des projets d'aménagement
Services de l'État	Services instructeurs(SI)	Instruction des dossiers réglementaires auxquels sont soumis les MO par délégation <i>DREAL et DDT(M)</i>
	Autorité environnementale (AE)	Donne avis après délibération collégiale – responsabilité juridique <i>DREAL pour les projets, MRAe pour les documents de planification</i>
	Autorité décisionnaire (AD)	Autorise les permis de construire par déconcentration <i>Préfecture de département ou de région selon les projets</i>
	Police de l'environnement	Etablissements publics ayant rôle de Police <i>ONCFS et ONEMA</i>
Bureaux d'études	Bureaux d'études naturalistes	Elaborent le volet « milieux naturels » des études environnementales. Se situent en position d'expertise et de conseil auprès du MO, qui reste le décisionnaire final des choix des mesures ERC pour la biodiversité réalisés dans le cadre du projet (dès lors qu'ils sont autorisés).
	Bureau d'études « assembleur »	Rédige les études environnementales dans leur globalité, en s'associant parfois, quand il n'a pas la compétence en interne, avec des bureaux d'études plus spécialistes
Les experts	Scientifiques	Consultés pour donner un avis d'experts <i>Instances (CSRPN, CBN), organismes de recherche (CNRS, IRSTEA, IFREMER) ou chercheurs individuels</i>
	Commissions : experts nationaux et régionaux	Peuvent donner un avis consultatif en amont de la décision du préfet <i>CODERST, Conseil National de Protection de la Nature (CNPN), Conseil Scientifique Régional de Protection de la Nature (CSRPN), Commission Locale de l'eau (CLE)...</i>
Gestionnaires de la compensation	Acteurs de la compensation/ gestionnaires d'espaces naturels	Interviennent dans la réalisation des mesures ou leur gestion <i>CEN, ONF, Chambres d'Agriculture, sociétés privées comme des bureaux d'études, autres associations... (acteurs publics et privés), exploitants (forestiers, agriculteurs, etc.)</i>
Société civile	Société civile	En tant qu'actrice d'un territoire elle peut exercer un contre-pouvoir à travers des instances de concertation, des enquêtes publiques et des recours juridiques <i>Les associations de protection de la nature et leurs fédérations (FNE), usagers des espaces naturels et ruraux (chasseurs, promeneurs, cyclistes ...), particuliers</i>
Acteurs du foncier	Propriétaires fonciers	Mettent à disposition leurs terres pour la mise en œuvre de mesures en contrepartie d'un « loyer »
	Opérateurs fonciers	Conseil auprès des MO et MOe des opérations de recherche et d'acquisition foncière <i>SAFER, EPF, CdL, ONF, Départements, CEN...</i>
Médias	Médias	Diffusent l'information et relaient les revendications de la société civile <i>Journaux, télévision, radios</i>

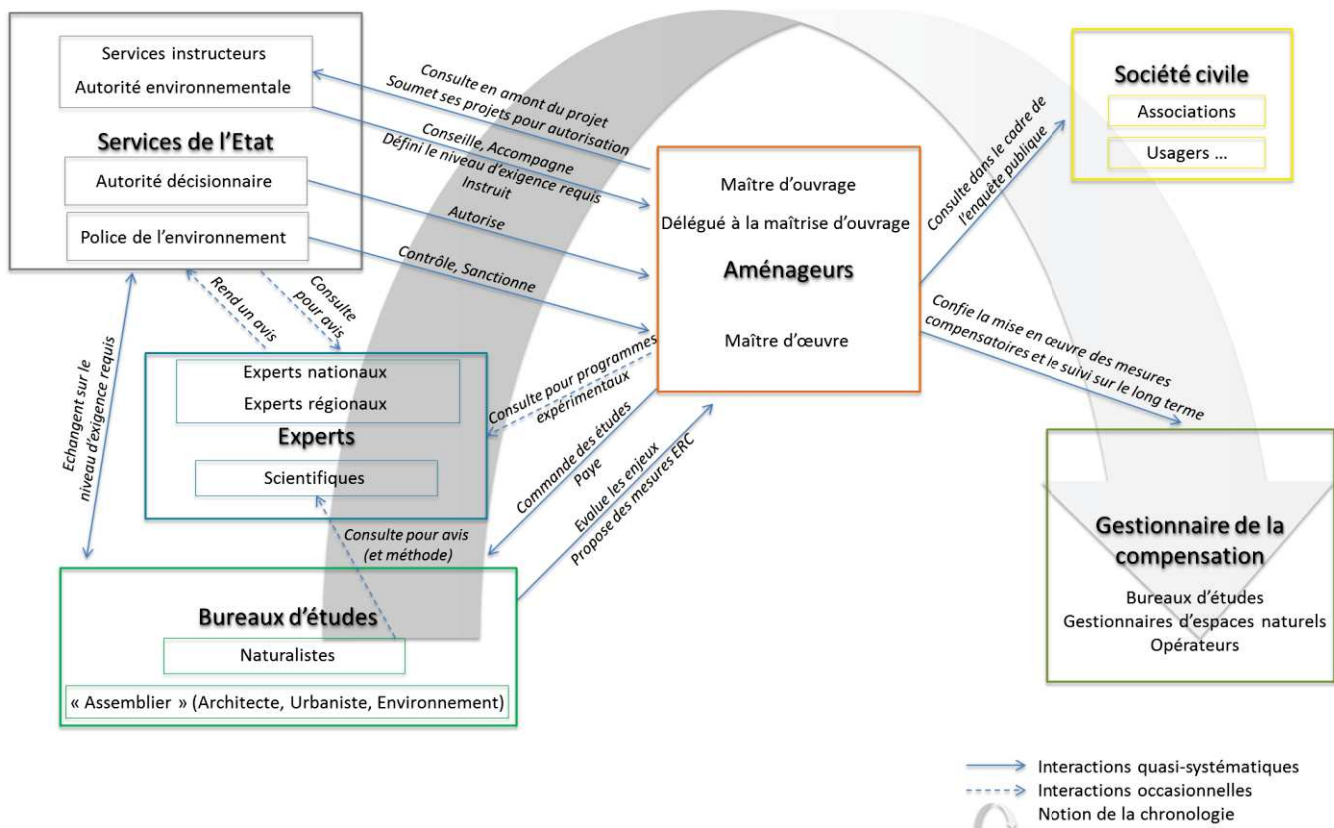


Figure 6 : Schématisation des interactions les plus récurrentes entre les acteurs de la séquence ERC

1.5 Le projet et le document de planification : deux échelles mal articulées et inégalement traitées

Alors que le document de planification apporte une réflexion stratégique et une vision globale de l'urbanisation pour donner une logique d'aménagement, le projet est ponctuel, opérationnel et s'inscrit dans un temps court. Ainsi, théoriquement, le projet est encadré par le document d'urbanisme²⁴. Cependant, en pratique ce n'est pas ce que l'on observe. En effet, la tendance est

²⁴ Bien que la notion de « document de planification » inclut celle de « document d'urbanisme » (document de planification qui concerne l'urbanisme), dans ce manuscrit nous utilisons les deux termes indifféremment pour parler de documents d'urbanisme. A titre d'exemple, les documents de planification comportent les schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE), les schémas régionaux de climat, de l'air et de l'énergie, les schémas de mise en valeur de la mer, les schémas (directeurs) d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE et SAGE), les plans de gestion des déchets, etc., ainsi que les documents d'urbanisme tels que les schémas de cohérence territoriale (SCoT), les plans locaux d'urbanisme (PLU), les schémas régionaux d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires (SRADDET), etc.

plutôt inverse : réviser les documents de planification pour permettre l'élaboration de projets. Les lignes directrices (MEDDE, 2013) consacrent d'ailleurs une partie à ce sujet en appuyant sur la nécessité d'articuler correctement les deux approches à travers l'illustration de la Figure 7.

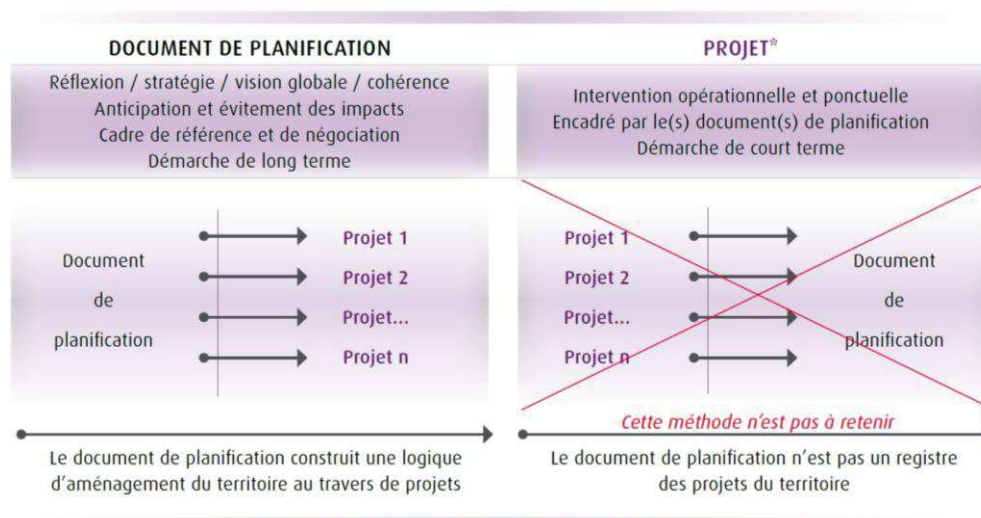


Figure 7 : Articulation entre le document de planification et les projets (Extrait des Lignes directrices ERC ; MEDDE, 2013)

Cet élément revient explicitement lors de nos entretiens²⁵ avec les services de l'État, notamment lors d'un entretien où l'interviewé dénonce l'utilisation abusive de l'outil « déclaration de projet » qui permet de modifier un document de planification en fonction d'un projet ponctuel : « *c'est complètement dans l'autre sens, au lieu d'avoir une vision stratégique du territoire et de se dire 'voilà sur le territoire quels sont les espaces que je vais dédier à l'urba, ceux que je souhaite protéger, ou peut être réserver pour l'urba future', là quelque part c'est un outil extrêmement puissant qui permet finalement de modifier une zone pour un projet, comme un zonage dans le PLU, qui était par exemple en zone N et qui passera en AU pour la réalisation du projet* » (Autorité environnementale, DREAL, 2017).

De plus, bien que réglementairement, depuis la loi Grenelle 2, il existe différentes échelles pour l'application de la séquence ERC, en pratique elle est appliquée principalement à l'échelle projet (pour ne pas dire « exclusivement »). En effet, en plus des témoignages des aménageurs responsables de la planification de l'aménagement ou des services de l'État qui vont dans ce sens, les missions régionales d'autorité environnementale (MRAe) font le constat dans leur bilan d'activité pour l'année 2016 que « la démarche d'évaluation environnementale reste un exercice encore mal pratiqué ou accepté par une majorité de porteurs de projets ». Ils notent

²⁵ Le cadre, les objectifs et la méthode des entretiens qui ont permis d'obtenir cette assertion sont précisés au Chapitre 4

notamment que « la démarche ‘éviter / réduire / compenser’, lorsqu’elle est réellement mise en œuvre pour chacun de ses termes, manque fréquemment de lisibilité » (Autorité environnementale, 2016).

En effet, très peu de démarches existent concernant l’élaboration d’approches « standardisables » pour guider les acteurs dans le sens d’une anticipation de la séquence ERC dès les documents de planification. Par exemple, en France des réflexions sont menées dans le département des Yvelines (Padilla, 2017). Leur objectif est de donner des outils à l’échelle départementale pour guider les aménageurs (collectivités, opérateurs privés) vers un évitement systématique, une réduction globale des impacts et une meilleure compensation écologique des impacts résiduels. Pour cela, un des projets est de hiérarchiser les enjeux écologiques sur le territoire pour élaborer un « plan d’évitement géographique », mais le travail est toujours en cours.

A notre connaissance, il n’existe pas d’autres travaux à ce sujet, d’où notre intérêt pour s’y pencher et faire des propositions.

1.6 Un déséquilibre notable entre la phase d’évitement et de compensation

1.6.1 Une forte dynamique de recherche sur la compensation, avec des résultats mitigés

Une analyse scientométrique de 477 articles publiés entre 1984 et 2014 a montré que le nombre de publications scientifiques associées à la compensation écologique est en nette augmentation (Calvet *et al.*, 2015). En effet, sur la période 1984-1995, les premiers articles sur la compensation écologique sont publiés. A cette époque les articles proviennent principalement des États-Unis et de revues en écologie ou en sciences de l’environnement. Ils parlent de restauration écologique, de création d’habitats naturels et de zones humides en lien avec le *Clean Water Act (1972)*. Du milieu des années 90 au milieu des années 2000, le sujet prend de l’ampleur avec une moyenne de 15 articles/an, l’origine des articles se diversifie à d’autres pays anglo-saxons (Canada, Australie) et à l’Europe (Pays-Bas, Angleterre). Le vocabulaire utilisé est de plus en plus associé à l’évaluation et à la mise en œuvre de la compensation écologique ainsi qu’aux sujets très opérationnels de gestion et de planification en aménagement des territoires. Finalement, dès 2007, on observe un accroissement rapide du nombre de publications. Le sujet est couvert mondialement et des termes et notions économiques (instrument de marché, banques de compensation, services écosystémiques) apparaissent dans le corpus d’articles sur la compensation écologique. Les articles sont désormais publiés dans des revues à dominante écologie de la restauration, biologie de la conservation mais aussi ingénierie écologique et sciences sociales (économie, géographie, droit).

1.6.2 L'absence de la phase d'évitement

Par définition l'évitement est la manière la plus certaine et la plus efficace de gérer les impacts sur la biodiversité. Cependant, au niveau académique, la recherche porte surtout sur la compensation écologique, laissant de côté l'évitement et la réduction (Encart 6).

En effet, la séquence hiérarchique ERC n'est que très rarement appliquée dans son ensemble. Il est communément soulevé par les chercheurs que la réflexion porte directement sur la compensation, sans approfondissement de la première étape qui est celle de l'évitement (Phalan *et al.*, 2017). La séquence ERC peut alors être qualifiée de « *licence to trash* » (McKenney et Kiesecker, 2010; Quétier et Lavorel, 2011; Walker *et al.*, 2009) ou « permis de destruction » dans le sens où l'on peut construire comme on l'entend, sans respecter la hiérarchie, tant qu'on paye pour des mesures de compensation.

Grâce à une revue bibliographique de la littérature produite entre 1989 et 2010 et à des interviews d'acteurs directement concernés par la séquence dans le cas de la politique des zones humides, Clare *et al.* (2011) constatent aussi la non application de l'étape d'évitement. Ils posent alors la question suivante : pourquoi cette étape n'est-elle pas appliquée ?

Cinq principaux éléments clés ressortent de leur enquête :

1. On ne sait pas en quoi consiste l'évitement : la loi ne donne pas de bonne définition (la nécessité de guidance claire pour éviter est aussi soulevée par Maron *et al.* (2016),
2. On ne sait pas quoi éviter : il n'y a pas d'identification et de hiérarchisation des enjeux (des zones humides) en amont du développement,
3. On ne se rend pas compte de ce que l'on perd car il n'y a pas d'évaluation économique des zones humides,
4. On ne fait pas d'évitement car on pense maîtriser les techniques de restauration des milieux naturels et donc limiter les impacts ainsi. Cependant cette maîtrise n'est pas complète et peu de retours d'expérience nous permettent d'évaluer l'efficacité des opérations de restauration mises en œuvre. On peut parler de « techno-arrogance ».
5. C'est un problème d'application de la loi.

En 2017, l'article de Phalan *et al.* (2017) revient sur les potentiels raisons de l'échec de l'application de l'évitement dans un contexte plus large. Il rejoint Clare *et al.* (2011) sur tous les points et précise plus encore les défis à surmonter pour l'application de l'étape d'évitement. Ainsi, selon eux, les défis à relever reposent notamment sur : le manque de volonté et de culture politique vis-à-vis de la biodiversité, la réglementation insuffisante et trop peu exigeante (par ex., la réglementation sur R et C n'est pas assez exigeante pour inciter à l'évitement) ; les processus et démarches d'aménagement sont mal appréhendés par les acteurs (par ex., les décisions sont basées sur le fait que R et C peuvent contrebalancer les impacts d'un projet) ; les compétences ne sont pas coordonnées et sont manquantes au sein des lieux de décision (par ex., il manque d'expertise en écologie dans les instance de planification et il existe peu d'interaction entre les instances de conservation et de planification) ; ou encore les connaissances techniques qui sont inaccessibles ou limitées (par ex. la compensation se base sur des hypothèses irréalistes sur notre capacité à faire de la restauration écologique, ce qui rend la réduction et la compensation plus attractives que l'évitement).

Malgré le peu de travaux à ce sujet, le manque d'application de l'étape d'évitement est désormais un constat international. Le rapport de BirdLife International (2015) l'illustre en proclamant dès les premières pages du rapport : « *The first and arguably most important stage in the mitigation hierarchy [is] avoidance [...]. Effective impact avoidance is vital to achieving NNL or NPI²⁶ goals and reducing business risk. Yet in practice, impact avoidance is often overlooked, misunderstood and poorly applied.* »

Notons enfin que dans certains pays d'Amérique latine on n'évoque même pas la séquence en entier. Le Brésil, la Colombie, le Mexique et le Pérou demandent explicitement la mise en œuvre de la compensation tandis que le Chili, la Colombie et le Mexique font une référence à la séquence complète dans leur politique (Villarroya *et al.*, 2014).

²⁶ *NPI : Net positive impact*

ENCART 6 : BREVE ANALYSE BIBLIOMETRIQUE DES PUBLICATIONS SUR L'ÉVITEMENT

Le but de cette analyse est de mesurer à quel point l'évitement est un sujet dans le secteur académique aujourd'hui. Pour se faire, une requête a été réalisée dans le moteur de recherche Web of Science pour répertorier tous les articles qui mentionnent dans leur titre, leurs mots clés et/ou leur résumé la notion d'évitement dans le contexte de l'application de la séquence ERC pour contrebalancer des impacts de projets d'aménagement sur les milieux naturels*.

Le résultat brut propose 70 articles. L'évitement étant une notion peu spécifique, il est complexe, malgré les précisions dans la requête, d'obtenir un résultat précis. La première étape est donc d'ôter toutes les références qui ne parlent pas de la *mitigation hierarchy* dans le cas de la biodiversité ou des zones humides (on enlève Climate Change mitigation notamment, politique REDD+ ...) grâce à la simple lecture des titres. A l'issue de ce premier tri, il ne reste alors plus que 34 articles.

La totalité des titres et résumés des 34 articles sont ensuite lus pour éliminer ceux qui ne parlent pas du tout d'évitement au sens de la séquence ERC appliquée aux projets d'aménagement.

Finalement seulement 11 articles sont retenus (contre 477 sur la compensation entre 1984 et 2014 ; Calvet *et al.*, 2015).

Parmi ces 11 articles, le plus ancien date de 1996 et le plus récent de 2017.

En termes de contenu :

- 3 s'intéressent à la quantification de E, R et C en nombre de mesures proposées dans les études environnementales (Bigard *et al.*, 2017 cf. Article [1]; Jacob *et al.*, 2016) ou en unité écologique pour un cas d'étude (Sahley *et al.*, 2017) ;
- 6 évoquent l'évitement dans la conclusion ou les recommandations comme moyen d'atteindre le NNL (Bigard *et al.*, 2017 cf. Article [1]; Bos *et al.*, 2014; Jacob *et al.*, 2016; Maron *et al.*, 2010; Ranius *et al.*, 2014; Zedler, 2004) ;
- 1 propose une méthode d'évaluation écologique où l'évitement est un scénario considéré au même niveau que la compensation pour le bilan perte = gain (Gibbons *et al.*, 2016);
- 1 propose une approche pour permettre d'éviter les impacts cumulés en amont (Treweek et Veitch, 1996) ;
- 2 proposent une étude spécifiquement sur l'évitement et les raisons pour lesquelles l'étape n'est pas mise en œuvre (Clare *et al.*, 2011 ; Phalan *et al.*, 2017)

* La requête a été faite en janvier 2018. Elle est la suivante :

TS=((biodiversity OR wetland* OR ecolog*) AND avoid* AND mitigat* AND loss AND (law* OR polic* OR conservation* OR planning* OR "no net loss" OR offset* OR compensat* OR land-use OR landuse OR "land use")) **Refined by:** [excluding] **WEB OF SCIENCE CATEGORIES:** (EVOLUTIONARY BIOLOGY OR CELL BIOLOGY OR GEOSCIENCES MULTIDISCIPLINARY OR AGRONOMY OR BIOTECHNOLOGY APPLIED MICROBIOLOGY OR INFECTIOUS DISEASES OR PUBLIC ENVIRONMENTAL OCCUPATIONAL HEALTH OR METEOROLOGY ATMOSPHERIC SCIENCES OR AGRICULTURE DAIRY ANIMAL SCIENCE OR BEHAVIORAL SCIENCES OR ZOOLOGY OR BIOCHEMISTRY MOLECULAR BIOLOGY OR VETERINARY SCIENCES OR AGRICULTURE MULTIDISCIPLINARY)

Pour conclure, théoriquement le concept de la séquence ERC et de son objectif de>NNL résulte d'un bilan comptable « perte = gain » qui permet un compromis sur le papier, mais qui questionne sur sa compatibilité avec son objet d'étude : la nature, la biodiversité.

Retracer l'histoire et le contexte d'émergence de la séquence ERC permet de mieux comprendre les potentielles limites de l'instrument « théorique ». En effet, cela met en évidence que c'est un outil instrumentalisé au sein d'un mouvement de néolibéralisation des politiques publiques, sous une forte impulsion politique pour une « croissance durable » et dans une tension globale entre les acteurs porteurs d'intérêts économiques et ceux soutenant une vision plus éco-centrée du rapport homme-nature. Ainsi, la séquence ERC n'est pas neutre²⁷ et porte de façon intrinsèque une conception et une représentation plutôt anthropo-centrée de la nature. C'est un outil qui s'inscrit dans la logique de développement durable pour la croissance et qui est porteur d'une promesse de compatibilité entre croissance et conservation de la biodiversité.

En termes de réglementation, au niveau mondial et communautaire, des grands principes sont érigés. Ils assurent une harmonie des interprétations de l'instrument ERC au niveau de chacune des nations, mais ni cadre dur, ni méthodes standardisées sont imposés. Au niveau national, il existe un cadre très large dans le droit dur (lois Grenelles, décret, loi Biodiversité) et un cadre souple plus restreint et précis instauré par des doctrines, guides et objectifs non réglementaires.

En pratique, la séquence ERC est mise en œuvre à travers l'étude d'impact à l'échelle des projets et l'évaluation environnementale à l'échelle de la planification. Ces deux outils s'emboîtent, ils sont complémentaires. Par sa « souplesse », l'application de la réglementation ERC, qui implique une grande diversité d'acteurs interdépendants et aux logiques et intérêts parfois discordants, semble laisser de l'amplitude à l'interprétation dans la mise en œuvre de la séquence ERC. En effet, à travers l'utilisation de cet instrument d'action publique, les différents acteurs doivent inévitablement négocier sur une interprétation commune au niveau local.

²⁷ On peut illustrer l'aspect clivant de la séquence ERC en pratique en comptabilisant les différents avis des citoyens en janvier 2016 concernant le projet de loi Biodiversité : pour l'article 33A « compensation des atteintes à la biodiversité », 72 avis était négatifs, 45 positifs et 44 « mitigés ».

Ainsi, dans nos travaux, après une analyse détaillée de la façon dont la séquence est appliquée dans les études environnementales, l'objectif est notamment de pointer du doigt cette interprétation, d'identifier son amplitude, les marges de manœuvre et ses conséquences. Dans ces interprétations nous pouvons pressentir des décalages entre le cadre et la mise en œuvre. Les écarts sont naturels mais méritent d'être étudiés et accompagnés pour qu'une bonne interprétation demeure. A ce sujet, on notera la quasi-absence d'application de la séquence ERC à l'échelle « planification » en comparaison à l'échelle « projet » sur laquelle les acteurs se concentrent unanimement sur le plan scientifique comme sur le plan opérationnel. De plus, la séquence ERC est souvent étudiée et appliquée par le seul angle de la compensation écologique (dernière étape de la séquence) or le principe de hiérarchie impose un évitement et une réduction préalable.

Dans cette thèse nous étudions la séquence ERC dans sa globalité, avec E en tête de la hiérarchie. Un des objectifs est d'ailleurs d'apporter des éclairages pour rééquilibrer la séquence ERC vers E (et R) en lien avec les défis déjà identifiés par Clare (2011) et Phalan (2017).

Chapitre 2 – L’application de la séquence ERC dans un socio-écosystème complexe

Appliquer l’instrument réglementaire ERC dans le cadre de plans, programmes ou projets d’aménagement du territoire pose question dès lors que l’on s’applique à rechercher une efficacité écologique effective de l’instrument. Comme nous venons de le voir, c’est la nature même du problème qui est complexe : il est issu d’une politique de développement durable en cours que les acteurs du territoire s’approprient. Il ne peut être modélisé par de simples relations de cause à effet si l’objectif est d’apporter des éclairages et solutions pertinents dans un contexte donné. Dans cette thèse, nous ne simplifions, ni ne schématisons le système afin de l’étudier, mais au contraire, notre ambition est plutôt d’essayer de cerner sa complexité. Nous nous appuyons pour cela sur la notion de « socio-écosystème », qui permet de comprendre pourquoi la séquence ERC représente à la fois une question socio-politique et écologique. Ce concept offre des clés d’analyse pour saisir en quoi il est nécessaire de mener une analyse des interrelations entre processus politiques et processus écologiques.

2.1 Un socio-écosystème comme système d’étude

L’application de la séquence ERC dans le cadre de l’aménagement s’intègrent dans un territoire²⁸ qui peut être associé à un socio-écosystème complexe. La notion de système, étroitement liée à celle de territoire (Moine, 2006), permet de conceptualiser une portion de réalité sous forme d’éléments ou de « sous-systèmes » en relation les uns avec les autres. À travers notre question, nous reconnaissons que le système humain (socio-système) est en interrelation étroite avec le système environnemental naturel (éco-système) qui est sa matrice de vie. L’éco et le socio-système sont intimement liés et en interaction : agir au sein du socio-système a des effets sur l’écosystème et réciproquement, les modifications de l’écosystème ont des effets sur le socio-système, qui à son tour affecte l’écosystème. Par exemple, par ses activités anthropiques, l’homme homogénéise les milieux naturels et agricoles, ceci a un effet négatif sur la biodiversité, les services qu’elle lui rend sont à leur tour amoindris. On parle ainsi de processus de rétroaction. Au regard de leurs multiples facettes, les systèmes complexes requièrent une approche par une pluralité de points de vue. Dans le cas des socio-écosystèmes, cela nécessite *a fortiori* une analyse des systèmes socio-politiques reposant sur les sciences humaines d’une part et une analyse des systèmes écologiques d’autre part pour saisir les implications de chaque système et comprendre alors les modalités et les conséquences de ces interactions. Nous caractérisons ici le socio-écosystème complexe par l’emboîtement d’échelles.

²⁸ « Comme un système, le territoire est une construction intellectuelle mouvante, évolutive, floue, et dont les caractéristiques correspondent à celles que l’on peut attribuer plus globalement au principe de complexité. [...] Les trois entrées du territoire [l’espace géographique, le système de représentation de l’espace géographique notamment lors de la projection de ce que sera cet espace après le choix d’une action, le système d’acteur] constituent des sous-systèmes en interrelation, qui évoluent dans le temps, dans le cadre d’une boucle ininterrompue fondée sur des principes de construction/déconstruction. » d’après Moine (2006 : p120).

2.2 Les échelles et échelons du socio-écosystème complexe

Bien au-delà de son statut d'outil « scopique » ou cartographique originel, nous utilisons la notion d'échelle d'un point de vue heuristique en constituant une composante de notre réflexion théorique. En effet, la notion d'échelle permet de qualifier « des niveaux de réalités différents, plus ou moins autonomes et plus ou moins interdépendants » (Orain, 2004 : p2). Elle peut être appréhendée comme un « filtre qui appauvrit la réalité mais qui préserve ce qui est pertinent par rapport à une intention donnée » (Racine *et al.*, 1980 : p90). Ainsi, elle est une représentation qui ne prétend pas traduire pleinement la réalité, mais qui permet de donner des repères communs sur lesquels se reposer pour 1) effectuer des comparaisons circonstanciées de grandeurs afin d'analyser notre problème au sein du système et 2) opérer des transferts d'échelle à l'intérieur d'un ensemble (Dollfus, 1970 : p. 22-23). En raison des objets qu'elles étudient, la géographie et l'écologie ont des échelles plutôt envisagées à travers l'espace et le temps. En effet, la géographie s'intéresse aux ponts entre sciences de la nature et les sciences humaines et sociales à travers l'étude du milieu environnant, de l'espace et de ses dynamiques, et l'écologie étudie les êtres vivants dans leurs milieux et les interactions et processus écologiques dans l'espace et dans le temps. En sociologie, l'échelle a en plus une dimension organisationnelle. Par exemple la sociologie des organisations s'intéresse aux jeux des institutions. La sociologie a également une dimension liée aux représentations que nous appelons « échelles » ou « niveaux fonctionnels » car elle s'attache à analyser le lien existant entre les représentations sociales et les pratiques. Selon Cumming *et al.* (2006), « *scale is a concept that transcends disciplinary boundaries*²⁹ » : étudier une problématique à travers le concept d'échelle permet d'adopter une approche transversale, à la croisée de différentes disciplines scientifiques.

Le socio-écosystème complexe est constitué d'une superposition d'échelles spatiales, temporelles et fonctionnelles. Toutes ces échelles peuvent être décrites de différentes façons selon l'angle de vue adopté et la question posée (Orain, 2004). Elles correspondent à un point de vue donné, une perception subjective issue d'une réalité empirique : il existe une hétérogénéité dans la façon dont peuvent être appréhendées les échelles par les acteurs selon leurs perceptions et leurs intérêts (Cash *et al.*, 2006). Il s'agit alors de désigner ce qui constitue un tout et d'en rechercher les parties, les constituants (Robic, 2004). Les échelles peuvent être plus ou moins hiérarchiques. Elles doivent être constituées d'au minimum deux niveaux pour exister. Entre ce minimum de deux niveaux, elles sont structurées en une suite continue ou discrète de valeurs quantitatives ou en un nombre plus ou moins fini d'échelons qualitatifs. En d'autres mots, elles n'ont pas forcément de niveaux bien marqués et peuvent aussi être conceptualisées comme des continuums ou des gradients. Nous employons préférentiellement le terme « échelon » pour parler des étages au sein d'une échelle et de « niveau » plutôt que d'« échelle » lorsque la logique hiérarchique « ascendante-descendante » est moins marquée.

Nous ne présumons pas décrire de façon exhaustive toutes les échelles du socio-écosystème, ce qui serait impossible et ce qui n'est pas l'objectif ici. Les échelles présentées ci-dessous sont donc celles qui nous paraissent pertinentes et déterminantes pour comprendre et répondre aux

²⁹ Nous pouvons traduire cela par : « le concept d'échelle permet de transcender les frontières disciplinaires »

problèmes liés aux interactions entre l'homme et son environnement dans le cadre de l'application de la séquence ERC (Figure 8).

2.2.1 Des échelles spatiales

Nous identifions trois principales échelles spatiales dans notre système. Au niveau de l'aménagement du territoire, l'échelle spatiale va de l'emprise d'un projet individuel (de quelques hectares à plusieurs centaines) au territoire de planification de l'aménagement (territoire recouvert par un plan local d'urbanisme communal (PLU), un PLU intercommunal (PLUi), un schéma de cohérence territoriale (SCoT), un schéma d'aménagement et de gestion de eaux (SAGE) ou un schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires (SRADDET par exemple). Au niveau de l'administration, l'échelle spatiale peut aller de la parcelle cadastrale à la commune, l'établissement public de coopération intercommunale (EPCI), la région, l'État. Cependant, en écologie, l'échelle peut s'étendre du micro habitat naturel de quelques cm² à l'aire vitale ou l'aire de colonisation d'une espèce qui peut atteindre plusieurs centaines de km². Les échelles spatiales correspondant aux logiques d'aménagement du territoire et aux logiques administratives ne convergent pas nécessairement avec les échelles spatiales de l'écologie. Par exemple, les frontières administratives ne suivent pas les frontières écologiques car elles dépendent de contraintes politiques plutôt qu'elles ne résultent de l'intégration des contraintes écologiques territoriales. Pourtant, ces échelles sont toutes interdépendantes. Une mesure d'aménagement du territoire comme une mesure de compensation peut influencer une continuité écologique si son objectif est la restauration de continuités écologiques. De même, l'évolution d'une aire de répartition d'une espèce liée à la répartition des milieux naturels sur le territoire peut perturber la mise en place d'un projet d'aménagement du territoire. Il apparaît donc nécessaire dans le cadre de ce travail d'intégrer ces différentes échelles spatiales pour une meilleure prise en compte des effets des mesures sociopolitiques sur la biodiversité.

2.2.2 Des échelles temporelles

Les processus écologiques possèdent une temporalité qui leur est propre, intimement liée aux rythmes naturels tels que le jour et la nuit et les quatre saisons. Ils possèdent également leur propre historicité, liée à l'histoire longue et évolutive du vivant. La vie politique est rythmée par les élections (Marrel et Payre, 2006), qui influencent les orientations et la mise en œuvre du fonctionnement des institutions politiques, comme les réformes territoriales ou des lois instaurant de nouvelles politiques publiques. Elle est également marquée par les temporalités propres aux administrations et à l'action publique, qui peuvent être liées à des inerties fonctionnelles ou à des changements incrémentaux (Palier et Surel, 2010) souvent associés à des questions de financements et d'ententes entre les partenaires publics et privés (Commaille *et al.*, 2014). La vie juridique est intimement liée aux changements politiques et aux modifications de fonctionnements des administrations et se traduit par des évolutions réglementaires (lois, décrets, ordonnances, etc.). Enfin, chronologiquement, au niveau de l'échelle temporelle de la conception de projets d'aménagement par le maître d'ouvrage, il y a un continuum qui va de l'idée d'un projet très en amont de sa définition, au pré-projet, au chantier puis à l'exploitation du projet une fois celui-ci réalisé. Ces contraintes temporelles

répondent parfois à des logiques propres à chaque système. Pourtant les systèmes sociaux et les systèmes écologiques sont inévitablement liés, ce qui nécessite de prendre en compte ces différentes échelles temporelles dans notre analyse.

2.2.3 Des niveaux fonctionnels

Les niveaux fonctionnels ne sont pas décrits par rapport à l'espace ou au temps et par convention, ils ne sont pas forcément conceptualisés en tant qu'échelle. Par exemple, en écho à l'analyse séquentielle des politiques publiques³⁰ (Hassenteufel, 2008), on peut matérialiser les niveaux institutionnels comme allant de la constitution de la loi à son interprétation et sa mise en œuvre par les acteurs du territoire. On peut aussi considérer les niveaux de l'organisation du vivant qui vont du gène à l'écosystème en passant par l'espèce, ou les niveaux de l'organisation sociale qui vont de l'individu à la société composée de ces individus et de leurs interactions. En gestion de l'espace ou des ressources on peut introduire différents niveaux constitués de trois principaux repères : la stratégie, le projet, l'action. Le niveau « stratégie » correspond à l'adoption d'une démarche proactive (en se plaçant bien en amont de la conception des projets individuels) afin d'atteindre un objectif en lien avec les missions ou intérêts de l'agent ou de l'organisation (définitions inspirées de Wright et McMahan, 1992). Ainsi le projet s'inscrit dans la stratégie en tant que niveau de réflexion anticipée mais avec une visée opérationnelle. Du projet découle finalement les actions qui sont des actes permettant la réalisation des projets. Enfin, en matière de savoir, on peut identifier un continuum avec d'un côté le savoir universel, comprenant notamment des résultats issus de la science, et de l'autre côté, un savoir local très spécifique et contextualisé.

2.3 Des échelles dynamiques qui s'influencent et se croisent

Ces échelles et niveaux ne sont pas fixes, elles sont mouvantes. La complexité du socio-écosystème qu'ils composent est aussi due à plusieurs raisons : leurs dynamiques et leurs croisements.

Cette dynamique peut être illustrée par l'évolution spatiale et temporelle en écologie. Par exemple, les habitats d'espèces sont supprimés, modifiés ou fragmentés sous l'influence des activités anthropiques, ce qui engendre des évolutions spatiales de ces habitats, ainsi qu'une modification des trajectoires écologiques et donc de la temporalité des processus écologiques. Ceci s'ajoute à des évolutions juridiques et politiques permanentes qui entraînent des refontes également de l'administration (création de nouveaux EPCI, fusion des régions, etc.). Ceci influe alors sur l'échelle spatiale de l'aménagement, les territoires étant modifiés, mais aussi sur le niveau fonctionnel de la gestion de l'espace qui doit s'adapter en termes de stratégies d'aménagement. Ainsi, le vivant est en permanence en train de se faire. Mais la politique aussi. Et ces dynamiques ne sont pas toujours convergentes.

³⁰ L'analyse séquentielle est un concept en science politique qui divise les différentes étapes d'élaboration des lois et des politiques publiques en 1) mise à l'agenda, 2) élaboration du problème, 3) formulation de la solution, 4) vote de la loi ou de la politique publique, 5) mise en œuvre par les administrations puis 6) évaluation.

En outre, ces échelles ne peuvent exister indépendamment. Certains auteurs analysent par exemple l'influence des processus écologiques sur l'échelle temporelle politique. Ainsi, Dominique Bourg et Kerry Whiteside (2010) montrent que la crise écologique – qui se déroule sur le temps long – n'est pas intégrée à la décision politique, qui est actuellement calquée sur le rythme court des mandats politiques. Il s'agit alors pour eux de davantage intégrer les spécificités temporelles des problèmes écologiques aux décisions politiques pour des réponses adaptées aux défis écologiques. Bruno Villalba (2010) explique que les irréversibilités écologiques – notamment liées aux seuils d'effondrement des espèces – modifient les temporalités politiques car elles obligent à intégrer l'urgence écologique à la décision publique pour ne pas menacer la continuité du système politique. Il propose ainsi de raisonner non plus sur la durée mais sur le *délai* : le délai représente la contraction du temps, c'est-à-dire le temps qu'il reste encore pour prendre des décisions politiques qui évitent l'instauration des irréversibilités écologiques.

Même si chaque système possède ses contraintes propres et sa propre échelle spatiale, temporelle et fonctionnelle, il y a donc une interdépendance entre systèmes sociaux et systèmes écologiques.

Cependant, les problèmes complexes liés à la gestion des ressources environnementales, telle que l'application de la séquence ERC, pourraient venir du décalage entre ces échelles en interaction, appelé aussi « *scale mismatch* » (Cash *et al.*, 2006; Cumming *et al.*, 2006; Lee, 1993). Au regard de la complexité de notre problème, c'est une hypothèse que nous retenons et que nous testons.

2.4 Des défis d'échelles dans le socio-écosystème complexe

Des défis peuvent être associés à ces échelles, des défis intra-scalaires – au sein d'une même échelle – ou inter-scalaires – au croisement de plusieurs échelles. Les défis peuvent émerger d'écarts ou de lacunes au sein des échelles, de l'ignorance d'échelons ou encore de *mismatches* entre les différentes échelles.

Au sein d'une échelle donnée, on peut identifier des écarts, des coupures ou des lacunes à l'origine de défis à résoudre pour répondre au problème.

C'est le cas au sein de l'échelle fonctionnelle « institutionnelle » où il semble qu'il y ait des difficultés administratives de mise en œuvre des lois qui mènent à une baisse des objectifs initiaux et à des modifications de contenu lors de l'application de la loi (Bonnaud et Lascoumes, 2015; Lascoumes *et al.*, 2014). Cet écart, bien que naturel (Lascoumes, 1990), peut être problématique car à l'origine de dysfonctionnements et d'hétérogénéité entre la loi et sa mise en pratique dans l'application de la séquence ERC. C'est un des points que nous souhaitons développer en cherchant à mesurer cet écart et à comprendre les mécanismes d'interprétation de la loi par les acteurs du système.

Dans le même registre, une coupure dans le continuum de l'échelle fonctionnelle du savoir est souvent notée dans les publications scientifiques. En effet, il semble manquer des maillons entre la recherche et l'action, notamment en sciences de la conservation (Arlettaz *et al.*, 2010; Knight *et al.*, 2008; Sunderland *et al.*, 2009; Young *et al.*, 2014). Ces maillons sont pourtant essentiels sur un sujet comme celui de l'application de la séquence ERC où une demande forte

d'accompagnement émerge du terrain et qui, en parallèle, fait l'objet d'un pic de publications scientifiques depuis quelques années. Ce défi est relevé pendant notre doctorat, qui cherche à répondre à des questions opérationnelles à travers la recherche. Nous verrons d'ailleurs la démarche méthodologique adoptée (Chapitre 3) pour expliquer comment nous abordons cette question.

Enfin, à travers nos choix méthodologiques (notamment l'utilisation du cadre théorique de la sociologie de l'action organisée), nous nous attachons à faire des allées et venues entre l'échelon individuel et l'échelon de la société au sein du niveau fonctionnel de l'organisation sociale afin de mieux comprendre les mécanismes à l'origine des jeux d'acteurs qui résultent en une application de la séquence ERC questionnable en termes d'efficacité sur le plan écologique.

Certains échelons ignorés peuvent aussi être à la base d'un défi pour résoudre notre problème (Cash *et al.*, 2006).

Il semble que ce soit le cas dans l'échelle fonctionnelle de l'organisation du vivant où seul l'échelon « espèce » est considéré lorsque la nature est abordée à travers l'application de la séquence ERC. Bien que ce soit un acquis en écologie scientifique, les populations d'espèces, les écosystèmes et les dynamiques en son sein ne sont pas des éléments étudiés dans le cadre de l'évaluation des impacts ou pour le dimensionnement des mesures E, R et C. Nous essayerons donc de comprendre les mécanismes qui fondent ce problème afin de proposer des solutions (cf. Chapitre 5).

Au sein du niveau fonctionnel « gestion des espaces et ressources », la « stratégie » est aussi ignorée comme nous l'avons vu en Chapitre 1, la séquence ERC n'étant déroulée qu'aux niveaux des projets et des actions. C'est d'ailleurs par cette entrée-là que nous déployons la réflexion, le volet « stratégie » paraissant indispensable et complémentaire à l'échelle projet pour appréhender une application écologiquement efficace de la séquence ERC.

Enfin, des décalages problématiques, ou *mismatches*, peuvent aussi être identifiés au croisement des échelles. Le décalage le plus flagrant est celui entre l'échelle spatiale et temporelle de l'écologie et de l'aménagement. En effet, nous verrons que l'échelle spatiale du projet d'aménagement ne correspond pas tout à fait à l'échelle spatiale des réalités écologiques : ainsi, le projet d'aménagement a du mal à « capter » les processus écologiques plus larges dans lesquels il s'insère. De même, les limites administratives du SCoT ne correspondent pas à une réalité écologique sur le terrain, ce qui rend complexe les choix à l'interface entre aménagement et écologie. L'échelle temporelle, politique, juridique ou de conception des aménagements est rarement en phase avec l'échelle temporelle des processus écologiques, notamment concernant la compensation écologique pour laquelle des siècles peuvent être nécessaires pour atteindre les objectifs écologiques de restauration de l'écosystème (Curran *et al.*, 2014; Maron *et al.*, 2012). Mathevet & Poulin (2006) parlent d'ailleurs de crise de la temporalité à ce sujet.

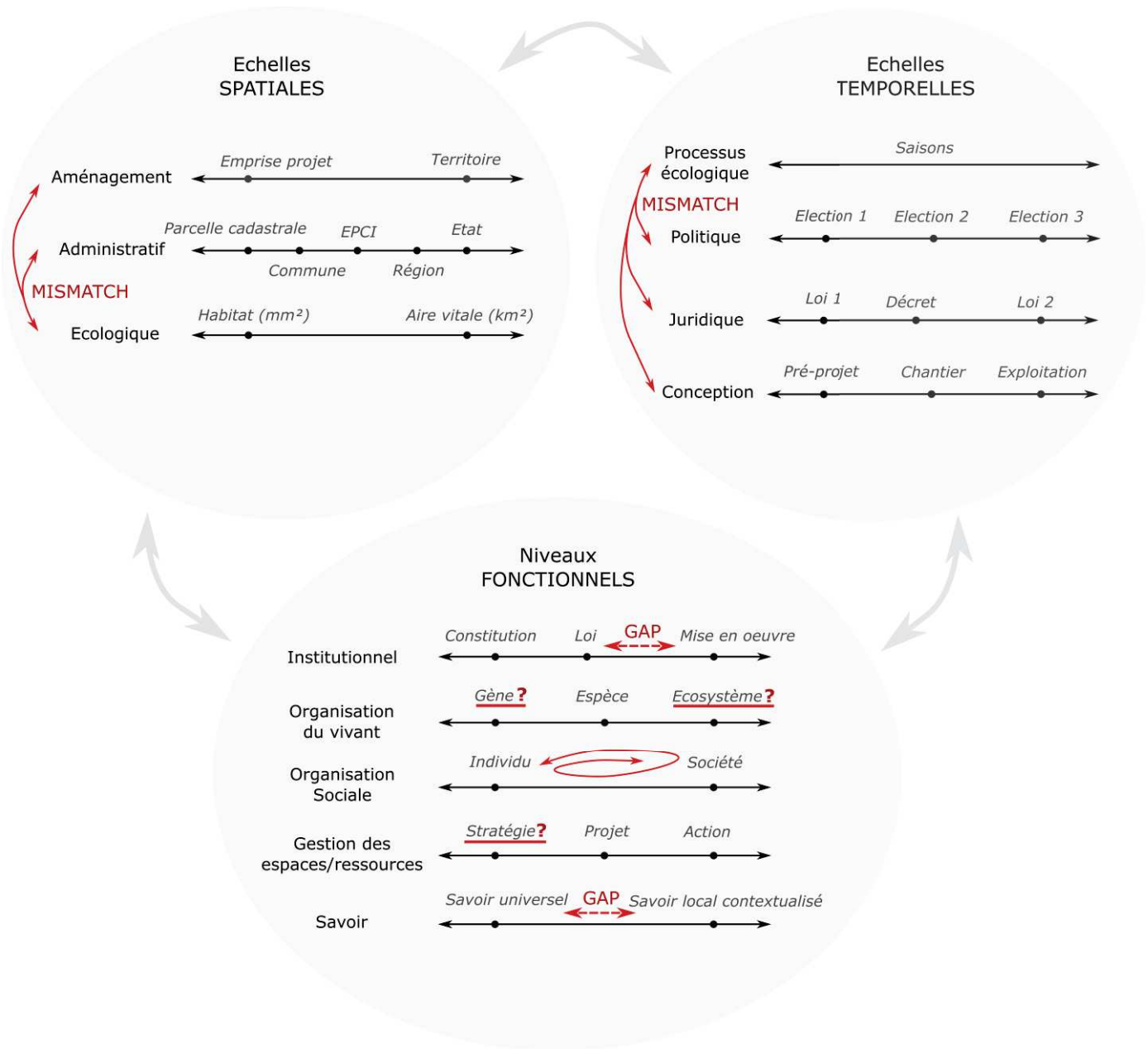


Figure 8 : Échelles spatiales, temporelles et niveaux fonctionnels constitutifs du socio-écosystème étudié (inspiré de Cash *et al.*, 2006 & Lee, 1993), les défis intra et inter-scalaires ainsi que les *mismatches* identifiés sont indiqués en rouge.

2.5 Une complexité intrinsèque à la séquence ERC

Finalement, évoluant dans ce socio-écosystème complexe aux échelles et niveaux entrelacés, on peut qualifier l'application de la séquence ERC de *wicked mess problem* - *i.e.*, qui ne peut pas être résolu en l'isolant du système. C'est un problème qui est engendré par d'autres problèmes en interrelation ou même en interdépendance et qui s'ajoutent à des bases éthiques et théoriques non partagées au sein de la société (Hancock, 2004). C'est donc un problème qui combine une complexité dans le système étudié (une complexité « écologique » dans notre cas)

et une complexité dans les acteurs et leurs interactions qui se jouent autour du problème (dite complexité « sociétale »). La résolution d'un *wicked mess problem* est donc une question fondamentalement sociétale sans unique solution, mais nécessitant différentes solutions et dont peut-être aucune n'est complètement satisfaisante (Rittel et Webber, 1973). Ainsi, il s'oppose aux problèmes qui résultent d'une relation de cause à effet, pas nécessairement « simple » à résoudre mais dont on peut formuler une solution en suivant un raisonnement logique.

Ainsi, en plus d'évoluer dans un socio-écosystème complexe relevant des défis d'échelles, l'application de la séquence ERC dans le but d'atteindre le NNL dans le cadre de plans, programmes ou projets conjugué de façon intrinsèque une complexité écologique et sociétale.

2.5.1 Complexité écologique

Nous avons choisi d'illustrer la complexité écologique du problème à travers trois éléments clés :

- les limites de l'écologie de la restauration ;
- l'absence d'une base scientifique pour l'équivalence écologique, condition nécessaire pour atteindre le NNL ;
- les multiples incertitudes concernant l'efficacité de la séquence ERC qui intensifient le degré de complexité.

Tout d'abord, la compensation écologique doit créer une plus-value grâce notamment à des mesures de restauration écologique. Cependant, il semblerait que nos connaissances et techniques actuelles ne nous permettent pas, ou rarement, d'atteindre les objectifs écologiques initialement fixés (Aronson et Moreno-Mateos, 2015). Maron *et al.* (2012) réunissent dans leur article une série de programmes de restauration écologique qui n'ont peu ou pas fonctionné, ou qui ont fonctionné sous certaines conditions. Les conclusions sont plutôt pessimistes sur la capacité de la séquence ERC à permettre d'atteindre l'objectif de NNL. La méta-analyse de Moreno-Mateos *et al.* (2012) sur 621 zones humides restaurées met en évidence que les chances de réussite des actions de restauration sont optimales dès lors que la zone humide concernée a une surface supérieure à 100ha. Plus récemment, Curran *et al.* (2014) font une étude comparative de résultats d'études scientifiques en écologie de la restauration au niveau mondial. Ils montrent que les mécanismes de restauration écologique accélèrent les processus naturels mais que de nombreuses incertitudes liées notamment au risque d'échec ou au décalage temporel nécessite une augmentation des ratios de compensation par défaut. En termes de temporalité, ils concluent que deux siècles sont nécessaires au minimum pour atteindre une équivalence spécifique, et que la composition de référence de l'écosystème met entre un siècle et 1000 ans à être atteinte. Les résultats de cette étude nous permettent d'appréhender l'échelle de temps très longue des processus écologiques, qui ne correspondent pas forcément à l'échelle temporelle de la société et de l'aménagement du territoire. Ces travaux vont finalement dans le sens de l'hypothèse d'une « techno-arrogance » par rapport à la compensation de Clare *et al.* (2011) et Phalan *et al.* (2017) (hypothèses irréalistes par rapport à nos capacités techniques de restauration écologique) qui rend cette étape plus attractive que l'évitement.

D'ailleurs d'autres travaux illustrent les limites de ce qui est compensable au regard de nos techniques et connaissances. C'est le cas par exemple de Stranko *et al.* (2012) qui travaillent sur la restauration d'un ruisseau en milieu urbain aux États-Unis. Grâce au suivi d'indicateurs écologiques ils concluent que l'impact de l'urbanisation sur les ruisseaux est probablement irréversible et donc le potentiel de gain écologique, *via* la restauration, reste très limité. Des études plus récentes continuent à démontrer des résultats critiques similaires en évaluant des programmes de compensation écologique. Par exemple, le suivi-évaluation mené sur 3 ans, par l'équipe de Lindenmayer *et al.* (2017) d'un programme de compensation instauré pour contrebalancer l'impact de la perte d'une forêt sur 3 espèces d'oiseaux menacés en Australie-Méridionale confirme cette complexité à restaurer. Le programme consistait en la pose de nichoirs dans une forêt « similaire » sur la base d'un ratio 1 :1. L'étude montre que le programme ne fonctionne pour aucune des 3 espèces, que le ratio a été sous-évalué et que même avec un ratio plus élevé l'atteinte du NNL aurait été complexe. De même, May *et al.* (2017) évaluent la réussite de mesures compensatoires en Australie-Occidentale entre 2004-2015. Là encore, les résultats sont mitigés, car sur 208 programmes de compensation, 39% peuvent être considérés comme efficaces, 30% comme inefficaces, 32% ne sont pas évaluables car l'étude arrive trop tôt à 14% ou que les rapports de suivi des mesures sont insuffisants pour les 18% restants.

Par ailleurs, le choix des métriques (ou *currency*) conditionne largement l'atteinte du NNL (Bull *et al.*, 2014b). En effet, la biodiversité a de multiples facettes et peut s'appréhender à différentes échelles spatiales (du micro-habitat aux aires vitales ou grands corridors écologiques), à différentes échelles de temps (des processus écologiques très rapides comme la photosynthèse à ceux qui demandent des décennies comme l'évolution d'un milieu ouvert vers une forêt mature) et à différentes échelles fonctionnelles (de l'espèce à l'écosystème). Or la biodiversité ciblée dans le cadre de l'application de la séquence ERC n'est pas bien définie, ce qui complexifie la manière d'essayer de la mesurer. Alors que certains scientifiques plaident pour l'utilisation de types de métriques standardisées (Gonçalves *et al.*, 2015), d'autres appellent à plus de recherche sur ce sujet afin de mieux identifier les valeurs de la biodiversité à prendre en compte et de trouver des métriques compréhensibles et adaptées pour limiter la perte écologique finale (Maron *et al.*, 2016, 2012). D'autre part, la *baseline* en tant qu'état de référence par rapport auquel on se base pour calculer les pertes et les gains écologiques, doit donc être définie pour calculer les gains et les pertes (Quétier *et al.*, 2014). L'équivalence écologique, l'atteinte des objectifs de conservation (NNL voire *net gain*) et donc le succès ou l'échec d'une intervention, dépend de la définition de cet état de référence, or en pratique elle est très rarement clairement formulée (Bull et Brownlie, 2017; Bull *et al.*, 2014a; Gordon *et al.*, 2011; Maron *et al.*, 2015a).

Enfin, il existe de nombreuses incertitudes autour de la réussite des actions de restauration écologique ou du devenir des sites de compensation une fois les actions écologiques mises en œuvre. Elles concernent aussi l'évaluation incomplète ou issue d'une appréciation subjective de la biodiversité (seulement certains aspects de la biodiversité sont mesurés) qui engendrent des imprécisions ou/et des erreurs de calcul dans l'équation « pertes = gains » (Bull *et al.*, 2013; Moilanen *et al.*, 2009). Des incertitudes liées au vocabulaire et à l'usage des termes, qui peuvent engendrer des impacts négatifs sur les résultats écologiques, s'ajoutent à cela (Bull *et al.*, 2016, 2013). En effet, des flous règnent sur la biodiversité cible (ex : qu'entend-on par biodiversité ou par espèces menacées ou par fonctionnalités écologiques), des ambiguïtés sur les concepts à la base de l'instrument ERC persistent. Par exemple, le NNL peut avoir différentes interprétations selon l'état de référence considéré qui influent donc sur la « significativité » des impacts.

Bien que cette analyse des principales références bibliographiques sur la question ne soit pas exhaustive, ces trois points illustrent la complexité du problème sur le plan technico-écologique.

2.5.2 Complexité sociétale

Nous illustrons la complexité sociétale du problème à travers un exposé de certaines limites institutionnelles, organisationnelles, juridiques ou même conceptuelles liées à l'application de la séquence ERC. Nous explorons également certains hiatus éthiques qui font débats, ou des limites plus pratiques en lien avec la compétition dans les usages du territoire.

En France, la politique ERC telle qu'elle est élaborée ne permet pas d'atteindre le NNL en pratique (Jacob *et al.*, 2015; Pioch, 2017; Quétier *et al.*, 2014). En effet, les bases scientifiques et institutionnelles de l'instrument ERC n'ont pas véritablement été posées. La gouvernance n'est pas clairement établie et on observe un manque d'harmonisation au sein des services instructeurs (qualification, traitements non égaux entre les différents dossiers ; Jacob *et al.*, 2015) mais aussi au sein des bureaux d'études (prix et qualité de prestation, rigueur...) et des maîtres d'ouvrage (exigences, compétences et pratiques variables).

En termes juridiques, il existe un réel problème d'encadrement et de portée juridique de la compensation en France, d'où son inefficacité. En effet, jusqu'à la loi Biodiversité (2016) l'étude d'impact ne relevait pas d'un acte contraignant. Seul l'arrêté d'autorisation³¹ est un document contraignant pour les maîtres d'ouvrage, or si toutes les mesures ne sont pas identifiées par le préfet signataire de ce permis d'aménager – ce qui était courant en pratique avant la réforme – alors elles n'avaient pas de portée juridique (Lucas, 2009). A cela s'ajoutent des confusions conceptuelles sur de nombreux concepts de base associés à la séquence ERC, qui brouillent les échanges entre chercheurs et acteurs tant au niveau international que national (Bull *et al.*, 2016; Maron *et al.*, 2018).

Par ailleurs, on note une grande diversité de questions d'éthique qui reviennent régulièrement dans les débats. Elles sont animées principalement par les deux interrogations suivantes : une fois perdue, la biodiversité est-elle échangeable ? Peut-on donner une valeur à la nature ?

En effet, il est impossible de définir une unité fongible – ou « substituable » – et cohérente qui capture la biodiversité complètement (Purvis et Hector, 2000). Les écosystèmes sont uniques par leur complexité, leur histoire et leur « spatialité », ce qui les rend très difficilement mesurables. Sur cette base, Moreno-Mateos *et al.* (2015) mettent en avant certains éléments non mesurables liés aux écosystèmes, avec notamment leur valeur culturelle et non anthropocentrique. Les éléments présentés par les auteurs n'étant pas mesurables, ils ne sont donc pas compensables. Mécaniquement, ceci mène à des pertes « inévitables » de biodiversité.

La compensation engendre aussi de plus en plus de questions quant à la monétarisation de la nature. Est-ce que la nature peut être un objet de marché, une marchandise, peut-on lui administrer un prix ? La marchandisation de la nature s'exerce *via* le processus de simplification que nous lui infligeons, notamment *via* la compensation. En pratique on réduit la

³¹ Document issu de l'aboutissement de la procédure d'étude d'impact, signé par le préfet et qui autorise le démarrage du projet et précise les conditions d'autorisation

nature à des hectares ou des unités de compensation qui deviennent une valeur d'échange (Dauguet, 2015; Spash, 2015). Selon Spash (2015), l'approche économique apporte un intérêt évident pour les acteurs économiques : créer des compensations à moindre coût. Le risque est que les questions économiques deviennent prédominantes et prioritaires sur les questions écologiques. Par exemple, aux États-Unis on constate que la compensation *via* les banques de compensation a créé un nouveau marché lucratif et dynamique. BenDor *et al.* (2015) évaluent le marché de la restauration écologique à 9,5 milliard d'US\$ (ventes) et indirectement (*business to business*) à 15 milliards US\$, ce qui correspond à 12 600 emplois directs et 95 000 emplois indirects. Or, l'intérêt financier, et en parallèle le risque des effets de lobbies, peuvent questionner les objectifs d'un cadre initial lié à la conservation de la nature qui recherche un équilibre avec celui de l'artificialisation nécessaire mais raisonnée des territoires.

Enfin, l'application de la séquence ERC peut engendrer des effets pervers sur le territoire, notamment en lien avec une concurrence dans les usages et les pratiques. Cette concurrence peut être spatiale, comme par exemple entre la compensation écologique et l'agriculture. En effet, on observe en France une concurrence foncière forte entre les maîtres d'ouvrage et les agriculteurs qui voient leurs surfaces de terres exploitables s'amoinrir. On peut parler de triple peine pour les agriculteurs (Levrel et Couvet, 2016) : (1) les aménagements détruisent des terres agricoles et ceci est irréversible pour la plupart des aménagements, (2) des zones agricoles sont mobilisées pour des mesures compensatoires, (3) et par conséquent, le prix du foncier augmente. La concurrence, introduite par ERC, peut aussi être plus conceptuelle ou disciplinaire, en lien notamment avec une concurrence de moyens. C'est le cas entre la compensation écologique et la conservation de la biodiversité (Maris, 2014). Est-ce que le principe de compensation met en péril la conservation ou est-ce qu'au contraire il permet son développement en apportant des ressources financières ? Ces questions sont bien alimentées dans la littérature par des scientifiques qui cherchent à se positionner.

Elles se posent notamment concernant l'origine des financements des actions de conservation (dont la compensation). La compensation est financée par des maîtres d'ouvrage (souvent privés) alors que la conservation plus « fondamentale » est financée par des fonds publics, et mobilise beaucoup de bénévoles. La crainte des acteurs de la conservation est que les financements privés prennent le pas sur les financements publics, qui sont plutôt en phase de réduction en lien avec le désengagement de l'État, et que cela ait *in fine* une influence sur le type d'action mise en place (Gordon *et al.*, 2015). Ainsi, contrairement à la conservation, la compensation promeut des approches plutôt utilitaristes dans lesquelles les bénéfices pour l'homme sont plus mis en avant. Selon certains auteurs, elle dépasse par défaut les droits et valeurs intrinsèques et inhérentes à la nature (Doak *et al.*, 2014). Ceci peut avoir pour conséquence une évolution implicite du cadre de la conservation de la biodiversité qui ne serait plus en phase avec certains de ses principes initiaux (Apostolopoulou et Adams, 2015).

Ainsi, nous choisissons d'inscrire nos recherches au sein d'un socio-écosystème complexe (le territoire) constitué d'un emboîtement d'échelles spatiales, temporelles et fonctionnelles qui sont dynamiques et qui se recourent. Associée à cela, la complexité écologique et sociétale du problème de l'application de la séquence ERC en fait un *wicked mess problem*.

Ce cadre théorique permet de poser des questions et d'émettre des hypothèses par rapport à notre question initiale : la séquence ERC est-elle un instrument efficace pour intégrer la biodiversité comme donnée d'entrée dans l'aménagement du territoire ?

Cela implique aussi un certain nombre de choix quant à notre posture et méthode de recherche, comme la pluridisciplinarité, l'interface recherche-action ou le choix de cas d'étude, que nous exposons dans les Chapitres 3 et 4.

Chapitre 3 – Posture de recherche

Étudier la mise en œuvre en pratique de la séquence ERC à différentes échelles d'action territoriale implique une analyse approfondie des pratiques en aménagement du territoire. Tout d'abord, au regard du problème posé – que l'on peut caractériser de *wicked mess problem* – nous choisissons une approche pluridisciplinaire mobilisant différents cadres d'analyse et différentes méthodes de création et de traitement des données. De plus, pour mener à bien ce travail, nous choisissons d'adopter une démarche de recherche-intervention afin de se positionner à l'interface entre la recherche et l'action.

3.1 Complémentarité des cadres d'analyse : entre biologie de la conservation, géographie et sciences de gestion

Cette partie résulte d'un effort de positionnement de nos travaux parmi les disciplines scientifiques classiques. En effet, bien que les débats épistémologiques et méthodologiques soient propres à chaque discipline et qu'ils ne permettent pas directement de répondre aux questions de recherches posées, un retour sur les cadres théoriques et disciplines mobilisées permet de saisir l'heuristique et l'intérêt de cette démarche scientifique pluridisciplinaire.

La pluridisciplinarité (ou polydisciplinarité) est « l'association de disciplines en vertu d'un projet commun, d'un projet qui leur est commun » (Morin, 1994). Il s'agit d'une démarche de recherche méthodique qui assemble des connaissances, des méthodes, des techniques de travail, des points de vue provenant de différentes disciplines. Cette approche est nécessaire pour raisonner sur un problème complexe et répondre à des questions « pratiques » (Jollivet et Legay, 2005; Legay, 1992; Lélé et Norgaard, 2005). Elle requiert une compréhension des facteurs sociopolitiques, qui repose notamment sur les sciences humaines, et une compréhension des facteurs écologiques, s'appuyant sur les sciences de la conservation pour saisir les fondements, les obstacles et les leviers à une meilleure prise en compte de la biodiversité dans la séquence ERC. La pluridisciplinarité permet notamment de passer les frontières horizontales entre les disciplines et verticales entre les décideurs, les praticiens, les chercheurs (Lélé et Norgaard, 2005) et de considérer pleinement les interactions entre les systèmes écologiques et sociaux qui constituent le socio-écosystème. Chaque discipline pouvant donner une vision partielle du problème, l'objectif est de les croiser et de les articuler afin de proposer une explication globale et d'apporter ainsi un regard nouveau sur le problème considéré.

L'objet de notre problème s'inscrit globalement en sciences de la conservation. En effet, nous étudions les mécanismes écologiques, sociologiques et organisationnels de l'aménagement du territoire affectant la dynamique de la biodiversité, dans le but de la conserver³². Ainsi, nous

³² Le terme conserver est préféré au terme préserver pour parler de la protection de la nature dans le cadre de l'application de la séquence ERC. En effet, en français et contrairement aux terminologies anglaises, le terme conservation admet que les activités de l'homme, si elles sont durables, ne sont pas antinomiques avec le maintien

mobilisons à des degrés divers des concepts et des méthodes empruntés à l'écologie ou à la biologie de la conservation, la géographie, la sociologie et notamment à la sociologie de l'action organisée.

Tout d'abord, la biologie de la conservation a pour objectif de comprendre les causes de perte de biodiversité, d'enrayer cette perte et de promouvoir l'utilisation durable des ressources naturelles. C'est une science de crise, une science de l'action qui vise à faire des propositions pratiques dans l'objectif d'atténuer l'érosion de la biodiversité (Devictor, 2015; Takacs, 1996). Bien que cela suscite de nombreuses controverses au sein de la communauté scientifique (e.g., Apostolopoulou et Adams, 2015; Doak *et al.*, 2014; Gordon *et al.*, 2015), l'instrument ERC peut donc s'inscrire comme un instrument de conservation dans le sens où son objectif est notamment de limiter l'impact de l'aménagement du territoire sur la biodiversité afin de limiter la perte de biodiversité. Ainsi, nous choisissons de nous appuyer sur les grands fondements de la biologie de la conservation (Primack *et al.*, 2012) : 1) La diversité devrait être préservée, 2) l'extinction précoce des espèces devrait être évitée, 3) la complexité des écosystèmes doit être maintenue. Comme le présuppose la biologie de la conservation, nous admettons aussi que la biodiversité a une valeur intrinsèque indépendamment de toute valeur instrumentale qu'on peut lui associer (Soulé, 1985).

De plus, l'étude de l'aménagement du territoire, à la croisée des échelles spatiales, temporelles (politiques ou liées à la conception de l'aménagement par exemple) et fonctionnelles (institutionnelles, de la gestion des ressources et de l'espace, etc.) requiert de mobiliser des concepts de géographie. Cette discipline, qui appartient aux sciences humaines, a pour objet d'étude le milieu et fait le pont entre sciences de la nature et sciences humaines et sociales en s'intéressant justement aux relations tissées entre sociétés et nature (Robic, 1992; Veyret et Pech, 1993). La géographie peut apporter des éléments nécessaires pour une analyse intégrée des processus humains en lien avec leurs impacts sur les espaces. Elle s'attache notamment à étudier l'aménagement du territoire depuis que le concept existe en France en s'intéressant à des questionnements concrets avec un objectif d'action associé (Juillard, 1967; Merlin, 1990).

Enfin, notamment pour mieux saisir la logique, l'influence ou les *mismatches* liés aux différentes échelles, nous mobilisons la sociologie de l'action organisée. En effet, cela nous permet d'identifier les stratégies d'action déployées et négociées entre acteurs qui structurent et qui peuvent stabiliser le jeu social autour d'un problème cristallisé. Grâce à cette approche, nous pouvons centrer l'analyse sur l'action (au sens de la mise en œuvre de la séquence ERC) plutôt que sur la décision et nous attacher à décrire en profondeur les mécanismes qui produisent et construisent les référentiels, les croyances et les modalités par lesquelles se produit l'adhésion des acteurs afin de découvrir les motivations de l'action publique. Ainsi, nous adhérons à 3 postulats forts à la base de cette approche (Musselin, 2005): 1) l'acteur est l'unité de base de l'analyse ; 2) les acteurs agissent de manière autonome directement en lien avec leurs intérêts et objectifs ; leurs comportements ont une signification propre, ils ont des « bonnes raisons » de faire ce qu'il font et ne sont pas simplement déterminés par des contraintes (Boudon, 2003) ; 3) les interrelations (bonnes relations, conflits, absence de relation, et intensité et densité de ces interrelations) et la dimension de pouvoir qui s'y joue (marchandage, négociation, déséquilibres de pouvoir, alliances ou coalitions) sont essentielles

de la biodiversité. Le terme « préserver » est donc plus strict dans le sens où il sous-entend une protection de la nature sans intervention de l'homme (Depraz, 2013).

à la compréhension des actions de chacun des acteurs et des jeux d'acteurs plus globalement. La sociologie de l'action organisée dépasse l'individualisme méthodologique en cherchant à comprendre la boucle de rétroaction entre l'action individuelle et l'action collective. En d'autres termes cette approche pose la question suivante (Crozier et Friedberg, 1977): comment les actions individuelles articulées entre elles font l'action collective et comment cette action collective pèse ensuite sur les actions individuelles ?

Au regard de notre cadre d'analyse, qui amène à une analyse des interrelations existantes entre systèmes sociaux et systèmes écologiques, et de la démarche scientifique choisie, le choix de la pluridisciplinarité est inévitable. Il représente toutefois un défi. En effet, à chaque discipline est associée un bagage épistémologique avec des auteurs, des théories, des controverses, des méthodes, des concepts et notions clés, du vocabulaire (Morin, 1994). Peut-être pour s'assurer de relever le défi, mais aussi pour solidifier et enrichir les analyses et résultats de la thèse, nous avons collaboré étroitement et sans relâche avec des chercheurs ou praticiens spécialisés en géographie et aménagement (Sylvain Pioch), en écologie (John Thompson et Baptiste Regnery) en sciences de gestion et sociologie de l'action organisée (Sandra Nicolle, Fanny Guillet et Maya Leroy), en sociologie (Alexandre Gaudin et Thomas Debril), en analyse spatiale (Pierre Thiriet).

3.2 Une recherche-intervention à l'interface de l'action publique

Nous avons vu que les instruments ERC et NNL ont été initiés dans le cercle politique. Toutefois, les principes de base de ces concepts ont soulevé de vastes questions en sciences de la conservation. Ainsi, il existe un lien très fort entre les savoirs scientifiques, la politique et l'action. Cependant, le fossé entre recherche et action est souvent pointé du doigt dans les publications comme une entrave à l'efficacité de l'action, pour la conservation notamment, dans le sens où elle ne s'imprègne pas des résultats de la recherche (Arlettaz *et al.*, 2010; Knight *et al.*, 2008; Sunderland *et al.*, 2009; Young *et al.*, 2014). Après une enquête auprès de 536 participants à la conférence internationale de la *Society for Ecological Restoration International* de 2009, Cabin *et al.* (2010) relatent que seulement 26% des interrogés considèrent que les relations entre chercheurs et praticiens de la restauration écologique sont mutuellement bénéfiques. Il est donc nécessaire de faire des efforts du côté des démarches de recherche pour combler ce fossé. Ils peuvent consister en davantage de discussions entre chercheurs et praticiens et en une meilleure intégration des pratiques et des savoirs tacites des praticiens (Hulme, 2014; Knight *et al.*, 2008), ou des ajustements des méthodologies du côté de la recherche vers des approches plus ajustées aux besoins et contexte-spécifiques (Cabin, 2007; Margules et Pressey, 2000).

À cette fin, les chercheurs doivent savoir « coder » les problèmes pratiques pour les transférer dans le registre de la recherche, puis une fois la recherche effectuée, ils doivent « décoder » pour confronter les résultats avec le problème initial, dans la perspective d'actions en pratique (Figure 9).

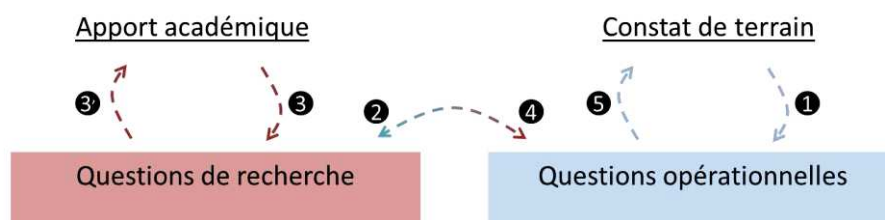


Figure 9 : Le principe de codage/décodage : des constats de terrain aux questions scientifiques.

Les étapes peuvent être esquissées chronologiquement telles que 1 : poser des questions opérationnelles sur la base de questions issues du terrain ; 2 : transposer les questions opérationnelles en questions de recherche ; 3 et 3' : utiliser la littérature académique existante pour répondre aux questions de recherche et enrichir ainsi la littérature à travers la rédaction d'articles scientifiques ; 4 : traduire les résultats scientifiques en réponse aux questions opérationnelles ; 5 : mettre en œuvre des mesures sur le terrain en lien avec les réponses apportées.

Au regard de ce défi, nous avons adopté une démarche de recherche en lien avec l'action. Il n'y a pas d'opposition franche entre la recherche fondamentale et la recherche liée à l'action. Par contre le chercheur ne peut pas avoir les mêmes méthodes, ni les mêmes motivations s'il reste en contact permanent avec les praticiens ou s'il ne fait que passer (Latour, 1997). Plus précisément, nous avons adopté une démarche de recherche-intervention liée à une approche constructiviste, opposée au positivisme qui fait l'hypothèse initiale d'une totale séparation entre l'objet et le sujet (Encart 7). La recherche-intervention se caractérise par l'objectif de construire une réalité concrète et une démarche cherchant à transformer la situation (David, 1999). D'ailleurs, nous pouvons nous identifier à la figure de l'expert « agent » au sens de Coreau *et al.*, (2013)³³ et nous rapprocher de l'expert « médiateur » au sens de Granjou *et al.* (2010)³⁴.

Ainsi, nous avons vu précédemment que la question posée dans cette thèse est une question très actuelle et qu'une forte demande émerge du terrain. Nous avons donc basé la construction des questions de recherche sur les questions des praticiens issues de problèmes opérationnels

³³ Coreau *et al.*, (2013), identifient dans leurs travaux trois principales figures d'experts, plus ou moins impliquées par rapport à l'élaboration et la mise en œuvre des politiques dans le domaine de la biodiversité : 1) l'expert peut se positionner comme « garant » des connaissances, il informe la décision sur la base de ses connaissances scientifiques mais reste en retrait et le plus neutre possible par rapport à celle-ci ; 2) l'expert « gardien » des principes et protecteur de la biodiversité, il est alors reconnu au titre de son autorité et occupe le rôle de lanceur d'alerte et de défenseur de l'intégrité normative des politiques publiques et 3) l'expert « agent » des politiques. C'est la forme la plus impliquée d'expert car il participe activement à faire évoluer le système, il est disponible, motivé, adaptable et agit en tant que facilitateur ou catalyseur.

³⁴ Granjou *et al.*, (2010) définissent l'acteur « médiateur » comme ayant une aptitude particulière à intervenir dans différentes arènes dont les règles, procédures, savoirs sont éloignés, ainsi qu'une capacité à se poser en relai des autres groupes dont les intérêts divergent. Il n'est pas attendu dans la prise de décision définitive, mais plutôt dans la production d'arguments, dans l'invention de solutions acceptables par tous, dans la mobilisation de partenaires, dans l'élaboration de compromis.

et quotidiens pour les acteurs de l'aménagement du territoire. Ceci a été facilité par la nature de la thèse, une thèse CIFRE, qui permet un accès privilégié au terrain. Pour évoquer cela, Legay (1992) parle d'un mouvement externe de la science où les sujets émergent d'une demande sociétale, en complémentarité avec un « mouvement interne » où les questions émergent de la science elle-même. Par la suite, notre démarche se veut analytique et explicative mais aussi prescriptive. Dans ce contexte, le chercheur se situe en retrait pour diagnostiquer et formuler le problème, puis rentre dans une logique « transformative ».

En outre, grâce au format CIFRE de la thèse, notre recherche s'organise ensuite autour d'un processus d'interaction permanente entre les acteurs responsables de l'application de la séquence ERC en pratique (maîtres d'ouvrage, bureaux d'études, services instructeurs de l'État, etc.) et le chercheur avec notamment des laps de temps d'immersion complète (environ 1/3 du temps total de la thèse s'est déroulé au sein de Montpellier Méditerranée Métropole). En pratique, faire de la recherche en lien étroit avec l'action consiste à s'imprégner des pratiques opérationnelles à travers de l'observation participante, à multiplier les échanges informels (pauses café, discussions dans les couloirs) avec les chefs de projets, faire des réunions avec les praticiens, etc. C'est aussi accompagner ses publications scientifiques de rapports accessibles pour les praticiens ou de notes synthétiques pour les décideurs par exemple.

ENCART 7 : QUATRE PRINCIPES SYNTHÉTISENT ET JUSTIFIENT LA

« RECHERCHE-INTERVENTION » (HATCHUEL, 1994)

1. Principe de rationalité accrue – le chercheur n'a pas la clé de l'univers mais il contribue par sa position et son mode de raisonnement à accroître la rationalité des constructions mentales et concrètes de la réalité.
2. Principe d'inachèvement – le processus d'intervention et les résultats ne peuvent pas être spécifiés à l'avance, ce qui empêche une approche purement déductive.
3. Principe d'isonomie et de scientificité – l'isonomie signifie que l'effort de compréhension doit s'appliquer à tous ceux qui sont concernés (du côté des scientifiques comme du côté des praticiens) et la scientificité questionne l'attitude critique sur les points de vue, théories et savoirs produits par les acteurs ou le chercheur lui-même.
4. Principe des deux niveaux d'intervention – il consiste à croiser le dispositif d'intervention et le dispositif de connaissance qu'on peut distinguer analytiquement mais qui se nourrissent mutuellement. Le dispositif d'intervention concerne la complexification du fonctionnement organisationnel initial à travers l'apparition d'un nouvel acteur dont les relations aux autres ne sont pas déjà codifiées et dont les relations se construisent en fonction de l'intervention elle-même. Le dispositif de connaissance concerne les connaissances scientifiques produites. Le chercheur stimule ainsi la production de nouveaux points de vue.

En résumé, nous pouvons qualifier notre posture comme « à l'interface », et plus exactement à l'interface :

*** entre les sciences humaines et les sciences de la nature, d'une part ;**

*** entre la recherche et l'action, d'autre part.**

En effet, nous empruntons une approche pluridisciplinaire associant la biologie de la conservation, la géographie et les sciences de gestion afin d'aborder notre question dans toute sa complexité. Associés à cela, nous adoptons une démarche de recherche-intervention afin d'apporter des réponses opérationnelles et adaptées aux questions issues du terrain.

Chapitre 4 – Questions, objectifs et cas d'étude

4.1. Objectif et question globale

Nous nous posons la question générale suivante: **la séquence ERC est-elle un instrument efficace pour intégrer la biodiversité comme donnée d'entrée dans l'aménagement du territoire ?**

En d'autres mots, **est-ce que l'application de la séquence ERC permet une redéfinition de l'aménagement du territoire à différentes échelles afin que son impact sur la biodiversité soit profondément atténué ou même évité ?**

Afin de répondre à ces questions nous avons choisi d'analyser le socio-écosystème dans lequel l'application de la séquence ERC s'inscrit, conceptualisé comme un entremêlement d'échelles spatiales, temporelles et de niveaux fonctionnels. Nous nous appuyons notamment sur l'hypothèse que l'interaction entre les échelles, et notamment les *mismatches* peuvent être à l'origine de problèmes identifiés dans l'application de la séquence ERC (Cash *et al.*, 2006; Cumming *et al.*, 2006; Lee, 1993). Nous étudions donc cette idée avec comme solution potentielle pour mieux appréhender le problème : un changement d'échelle.

4.2. Un territoire d'étude : le socio-écosystème de Montpellier Méditerranée Métropole

Notre socio-écosystème d'étude est Montpellier Méditerranée Métropole (3M). Tout d'abord 3M est une entité administrative dont les agents aménagent le territoire à différentes échelles. C'est un territoire politisé avec des spécificités socioéconomiques et écologiques. C'est aussi un territoire en mutation où l'on observe de fortes interactions entre le socio et l'écosystème, ce qui engendre l'émergence de questions opérationnelles en lien avec l'application de la séquence ERC.

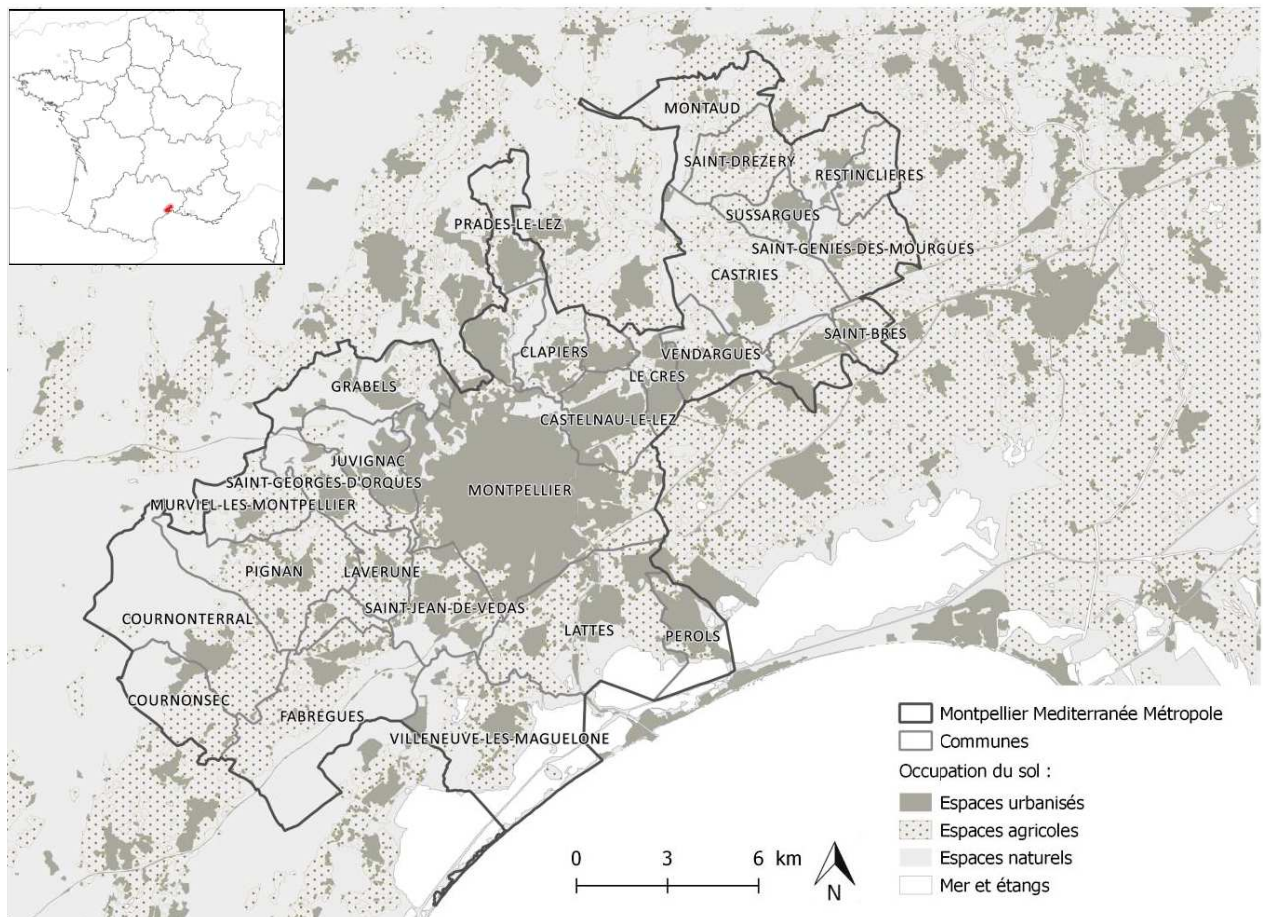
4.2.1. Un EPCI aménageur du territoire à deux échelles

Montpellier Méditerranée Métropole est un EPCI « à fiscalité propre », de même que les communautés de communes, les communautés d'agglomération ou encore communautés urbaines. Il représente un groupement de collectivités territoriales qui a pour objectif de centraliser des compétences à une échelle plus large que l'échelle communale pour une cohérence territoriale de l'action publique. De plus, ce sont des intercommunalités de projet, et non uniquement de service, qui visent à élaborer un projet commun de développement du territoire.

Aménager le territoire signifie mener « des actions volontaires pour disposer avec ordre, dans le temps et dans l'espace, tout ce qui influe sur les activités et le mode de vie des hommes, à différentes échelles » (Merlin, 1990). 3M a donc la responsabilité d'aménager le territoire en

étant à la fois maître d'ouvrage pour certains projets d'aménagement ponctuels et à l'origine de documents de planification de l'aménagement du territoire.

Spatialement, 3M mesure 44 000 ha et a une forme « dentelée ». Elle est constituée de 31 communes contiguës dont la commune de Montpellier au centre et une commune littorale, Villeneuve-lès-Maguelone (Figure 10).



4.2.2. Un territoire politique soumis à de fortes pressions sociales et économiques

Montpellier Méditerranée Métropole existe depuis le 1^{er} janvier 2015. Elle fait partie des 11 métropoles françaises en 2015³⁵. Elle est dirigée par Philippe Saurel depuis 2014, qui est aussi le maire de la ville de Montpellier. Au niveau de la politique et de l'aménagement du territoire,

³⁵ En lien avec la loi MAPTAM de 2014, le nombre total de Métropole a nettement augmenté au cours du doctorat, il est de 12 en 2016, 15 en 2017, et 19 en 2018.

elle semble encore aujourd’hui extrêmement influencée par les 33 ans sous la direction de Georges Frêche (de 1977 à 2010) qui avait notamment conduit l’écriture du premier schéma de cohérence territoriale (SCoT) de 2006 et qui a impulsé une très forte dynamique d’artificialisation sur ce territoire.

Le territoire héberge presque 450 000 habitants. La croissance démographique, de 1,03% entre 2006 et 2011³⁶, est très forte comparée aux autres métropoles de taille comparable (Figure 11). À travers sa compétence de développement économique, la Métropole a donc la responsabilité d’offrir les emplois nécessaires à la population arrivante.

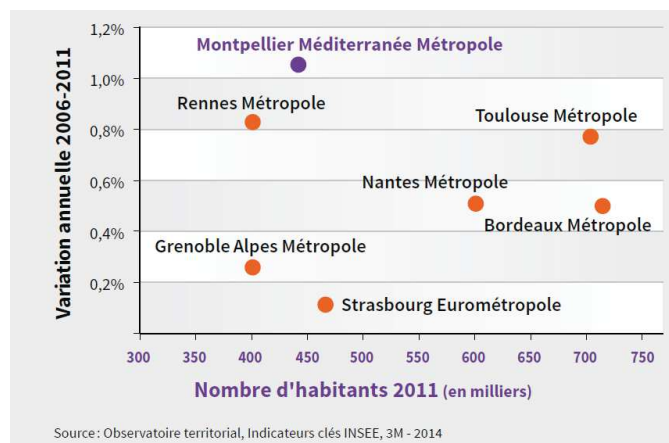


Figure 11: Taux annuel de croissance démographique entre 2006 et 2011 des principales métropoles françaises (Extrait du Bilan du SCoT 2015 ; Montpellier Méditerranée Métropole, 2015)

C’est un territoire sur l’axe transeuropéen entre le cœur de la France, les pays du nord et de l’est de l’Europe d’un côté et l’Espagne de l’autre. C’est aussi un territoire très attractif par son littoral sachant que dans l’ex-région Languedoc Roussillon la population se concentre dans un couloir littoral de 20km. Cela s’accompagne donc d’une très forte pression foncière due principalement à l’urbanisation et plus marginalement à l’agriculture.

4.2.3. Un territoire d’une richesse écologique remarquable

3M se situe dans le bassin méditerranéen reconnu comme étant un des 34 hotspots mondiaux de biodiversité (Myers *et al.*, 2000). Les milieux naturels et agricoles regorgent d’une biodiversité exceptionnelle due à une mosaïque paysagère agro-écologique façonnée par l’homme depuis des milliers d’années (Blondel *et al.*, 2010; Thompson, 2005).

³⁶ Données Insee, recensements de la population et état-civil

Aujourd'hui environ 1/3 des milieux sont artificialisés, 1/3 sont naturels et 1/3 sont agricoles. Parmi les espaces naturels à l'ouest et au nord sur les massifs de la Gardiole et de la Moure on trouve des milieux plus ou moins ouverts de garrigues très riches en entomofaune et en plantes méditerranéennes. À l'ouest, sur la plaine Fabrègue-Poussan, c'est l'activité agricole qui se développe avec des micro-parcelles de cultures annuelles et de vignes propices à une avifaune abondante et diversifiée. Au sud, les multiples et larges étangs sont source d'une grande diversité d'oiseaux marins et limicoles. À l'est, le territoire est vallonné et recouvert d'une mosaïque fine alliant des bosquets et forêts de garrigue où les conifères ont tendance à se multiplier, à des zones cultivées principalement en cultures pérennes de vignes.

Cette richesse biologique résulte d'une diversité d'habitats naturels qui est à l'origine de l'attractivité du territoire et dont les élus et les habitants de la Métropole sont conscients (Figure 12).

De multiples habitats naturels communautaires et espèces emblématiques sont présents sur le territoire de 3M. Ainsi des zonages réglementaires ont été instaurés. 3M dénombre une réserve naturelle et plusieurs arrêtés préfectoraux de protection de biotope, de sites classés et d'espaces naturels remarquables au titre de la loi littorale qui recouvrent environ 12 000 ha (27% du territoire). À cela s'ajoutent des sites en convention de gestion sur 8000 ha (18% du territoire): des sites Natura 2000, des espaces naturels sensibles (ENS) où une gestion est mise en place et les espaces du conservatoire du littoral. Enfin, il existe des zones d'inventaire comme les zones d'importance pour la conservation des oiseaux (ZICO) et les zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique type 1 et de type 2 (ZNIEFF) qui cumulent 17 000 ha en tout (39% du territoire). Cependant, tous ces zonages se recoupent intensément et recouvrent finalement seulement 13019 ha, soit 30% du territoire.

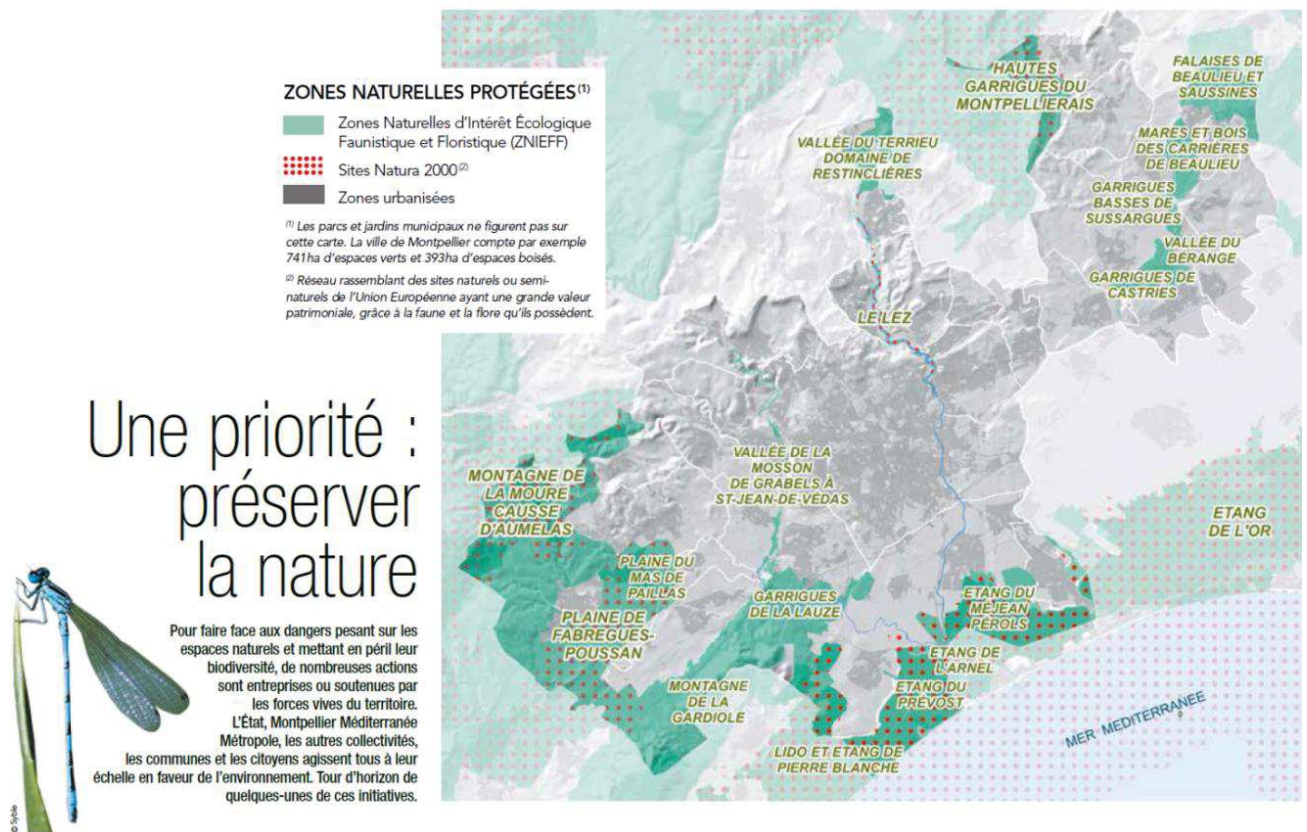


Figure 12 : Double page sur la préservation de la nature comme un enjeu prioritaire sur le territoire de 3M, extrait du magazine mensuel de la Métropole (Extrait du MMMAG 07 de Juillet-Aout 2015)

4.2.4. Un territoire en mutation impliquant des interactions fortes entre le socio et l'éco système

Les dynamiques démographiques, économiques et politiques engendrent des mutations importantes dans l'occupation du sol de 3M. Ainsi, chaque année entre 2008 et 2012, environ 50 hectares de milieux naturels et 41 hectares de milieux agricoles disparaissent au profit de l'artificialisation (Figure 13). En termes de dynamique d'artificialisation, entre 2004 et 2012, environ 120 ha/an ont été artificialisés sur le territoire de 3M (Montpellier Méditerranée Métropole, 2015).

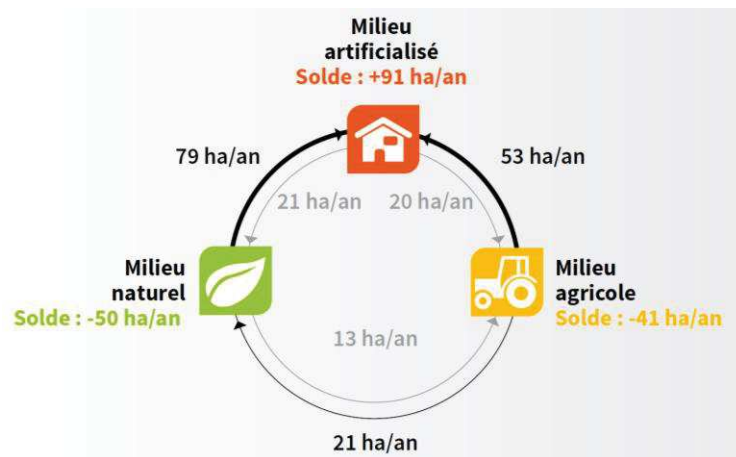


Figure 13 : Les mutations dans l'occupation du sol de 3M entre 2008 et 2012 (Extrait de : Montpellier Méditerranée Métropole, 2015)

Ces mutations illustrent l'interaction forte entre le système social et écologique : l'aménagement se fait au détriment de milieux naturels et agricoles. Or, les acteurs du socio-système ont conscience qu'ils en dépendent pour leur bien-être, leur santé, leur économie, etc. (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Tzoulas *et al.*, 2007). Il faut donc rechercher un équilibre dans l'aménagement du territoire et ceci passe par des procédures à différentes échelles, procédures dans lesquelles la séquence ERC doit être déroulée (élaboration de documents d'urbanisme ou dossier de création d'une ZAC par exemple).

4.2.5. Un territoire d'où émergent des questions

En lien avec notre posture en recherche-intervention, les questions opérationnelles sont ici issues de notre territoire d'étude, Montpellier Méditerranée Métropole (3M). En l'occurrence, c'est d'ailleurs cet organisme qui a impulsé l'idée même de la thèse suite à mon stage de fin d'étude sur le sujet de l'application de la séquence ERC (pour plus de détails sur l'histoire, cf. la *Postface* en dernière partie de la thèse).

Les questions opérationnelles sont donc directement liées à aux pratiques d'aménageur des agents de 3M, à l'échelle des projets ou des documents de planification, avec une représentation globale de la biodiversité plutôt négative car vue comme une contrainte à travers la réglementation ERC. À l'échelle des projets, le principal problème qui ressort dans leurs pratiques est que les dossiers ne sont plus assez solides sur le volet « milieux naturels » et mise en œuvre de la séquence ERC, ce qui bloque les démarches, retarde les projets et augmente le risque de contentieux pour chacun des projets. Pour les documents de planification, les chefs de projets de 3M constatent que leurs projets respectent les zonages inscrits au SCoT. Cependant, ces zones ne semblent pas les plus adaptées pour recevoir des impacts écologiques alors que le SCoT avait été soumis à une évaluation environnementale. Ils reconnaissent aussi qu'ils n'ont pas d'outils pour mieux spatialiser la richesse écologique sur le territoire afin de réviser les documents de planification en faisant de la biodiversité une donnée d'entrée (Figure 14).

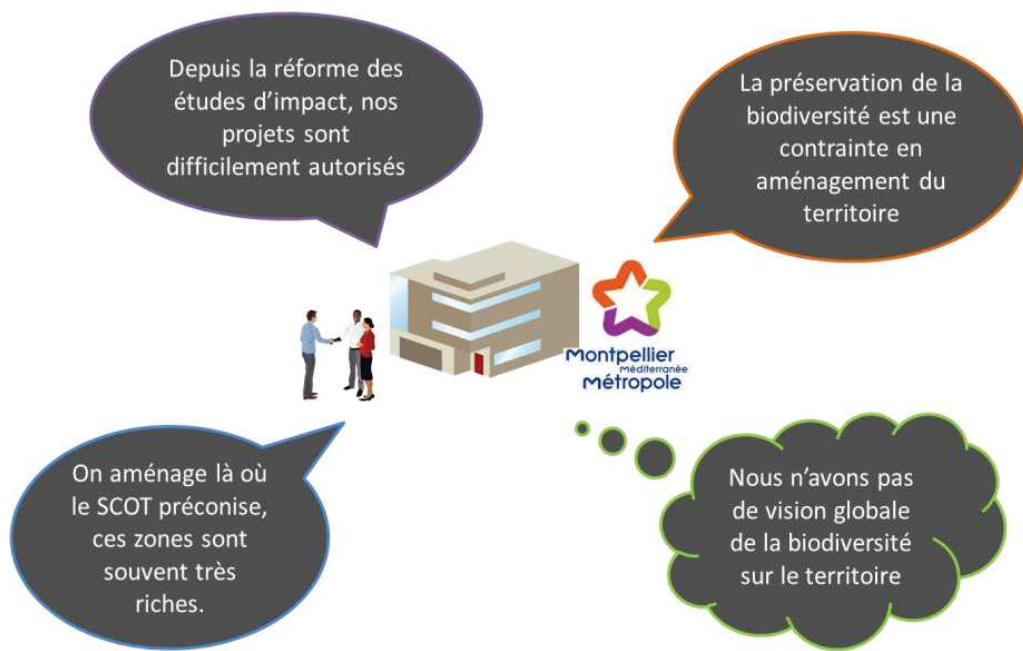


Figure 14 : Les questionnements opérationnels identifiés au sein de Montpellier Méditerranée Métropole par rapport à la mise en œuvre de la séquence ERC

Ces questionnements issus de notre cas d'étude nous ont alors permis de préciser nos questions de recherche.

4.3. Questions et objectifs

Ainsi, au regard de notre question initiale – la séquence ERC est-elle un instrument efficace pour intégrer la biodiversité comme donnée d'entrée dans l'aménagement du territoire ? – et des questions opérationnelles posées par les agents de 3M, nous pouvons préciser nos objectifs.

(Question 1)

Comment la biodiversité est-elle intégrée dans la conception des projets grâce à l'instrument ERC et quelles évolutions ont engendrées les nouvelles politiques publiques ?

L'échelon « projet » est l'échelle spatiale fine d'aménagement du territoire. Il est associé à l'échelon « action » du niveau fonctionnel de gestion des espèces. C'est l'échelon originel auquel la séquence ERC est appliquée, et c'est toujours l'échelon communément utilisé même si le cadre législatif a élargi le champ d'application de la séquence ERC aux plans et programmes en 2010. Une étude approfondie de l'application de la séquence ERC au niveau des projets est donc incontournable.

Nous nous intéressons notamment à l'influence de l'échelle temporelle politique et juridique sur l'application de la séquence ERC. En effet, l'évolution du contenu des études d'impact et des jeux d'acteurs qui se trament autour des projets au regard des évolutions réglementaires n'a été étudiée que très peu en France. Or les études d'impact sont au cœur de l'application de la séquence ERC et les acteurs (aménageurs, bureaux d'études, services de l'État, etc.) ont un rôle central dans l'écriture de ces documents. Nous questionnons ensuite les décalages dans les échelles spatiales et temporelles entre la conception de l'aménagement et l'application de la séquence ERC en lien avec des processus écologiques.

En outre, nous nous intéressons aux décalages dans les niveaux fonctionnels institutionnels entre la loi et sa mise en pratique ainsi qu'entre les savoirs scientifiques et les constructions sociales locales des concepts en lien avec l'écologie - la biodiversité, en l'occurrence. En effet, il semble exister un décalage entre le paradigme scientifique de la « biodiversité » (qui considère tous les niveaux de l'échelle fonctionnelle de l'organisation du vivant) et l'appropriation différenciée du terme « biodiversité » par les différentes institutions politiques et acteurs de terrain.

Enfin, nous tâchons de démêler les aspects et mécanismes sociologiques et organisationnels qui sont impliqués à l'échelle projet et qui semblent influencer sur la façon dont la séquence ERC peut être écologiquement efficace.

Nous poursuivons en nous questionnant sur :

(Question 2)

Est-ce qu'appliquer la séquence ERC à l'échelle de la « planification » (échelons territorial et stratégique) pourrait permettre d'atteindre un NNL ?

Nous faisons l'hypothèse qu'appréhender la séquence ERC à une échelle territoriale et stratégique est une marge de manœuvre majeure pour une application de la séquence ERC plus efficace sur le plan écologique. Ce n'est pas une nouvelle idée sachant qu'un cadre réglementaire existe déjà à ce sujet. Cependant, comme nous l'avons vu en Chapitre 1, il semble que ce changement d'échelle soit sous étudié et sous (ou mal) exploité en pratique. Nous souhaitons donc définir concrètement ce que cela signifie et ce que cela implique, puis expliciter en quoi une approche territoriale et stratégique peut permettre une meilleure efficacité de l'instrument ERC en complément de l'échelle « projet ».

Enfin, si les résultats et analyses vont dans le sens de notre hypothèse, la dernière interrogation est :

(Question 3)

Quelles modalités et quelles propositions pour une approche opérationnelle à l'échelle de la planification ?

Changer d'échelle pour mettre en œuvre la séquence ERC engendre une multitude de questions opérationnelles. Ces questions concernent notamment l'échelle territoriale administrative à considérer, les outils et stratégies mobilisés actuellement et les lacunes qui freinent l'action (sachant qu'il n'y a que peu d'initiatives actuellement). Finalement, au regard des lacunes, nous proposons des éléments de réflexion pour aider à mettre en œuvre de façon opérationnelle la séquence ERC à l'échelle de la planification.

Toutes ces questions seront traitées à travers une **hypothèse transversale** selon laquelle le décalage dans l'échelle fonctionnelle du savoir pose problème. En effet, la méthodologie employée par le chercheur pour faire ses recherches est plus ou moins propice à engendrer des résultats accessibles et utilisables par l'opérationnel. Ainsi nous identifions des points de vigilance, des règles, des contraintes pour optimiser la portée du travail effectué **à l'interface recherche-action**.

4.4. Éléments de méthode et cas d'étude

Pour répondre à ces questions nous avons mobilisé : 1) différents cas d'étude allant de projets d'aménagement aux EPCI responsables de la planification de l'aménagement du territoire et 2) différentes méthodes pour recueillir et analyser les données.

4.4.1. Un focus particulier sur les petits projets d'urbanisation en milieu terrestre

Le choix que nous exposons ici résulte du constat que la plupart des recherches qui s'intéressent à la séquence ERC s'attachent à l'étude de très gros projets d'aménagement et notamment des grandes infrastructures linéaires avec souvent un focus particulier sur les impacts sur des espèces emblématiques³⁷ (e.g., projets INEDIT, COMPILSA, ERC-Lynx ou InSERCAT dans le cadre du programme de recherche ITTECOP ; thèse de Pierrick Devoucoux sur l'Outarde canepetière dans le cadre de la compensation du projet de ligne à grande vitesse « contournement Nîmes-Montpellier », etc.).

De plus, quelques chiffres issus des données recueillies par l'ex région Languedoc-Roussillon interpellent. En effet, entre 2007 et 2016, 79,5% (soit 2114 hectares) de la surface des mesures compensatoires mises en œuvre avaient vocation à compenser les grandes infrastructures linéaires. Plus précisément, sur les 79,5%, 56,8% de la surface totale correspond à la compensation de 4 grandes infrastructures linéaires et un total de 49% correspond aux mesures compensatoires d'un seul grand projet : le contournement Nîmes-Montpellier (CNM, une ligne à grande vitesse de 85 km). Sur cette même période, basé sur les tendances d'artificialisation de 1997-2009, on peut estimer que 23 500 hectares ont été artificialisés. Le CNM ne correspond donc qu'à 3% de l'artificialisation.

Ces quelques éléments nous permettent de poser l'hypothèse que la séquence ERC est mieux appliquée pour les gros projets que pour les petits (idée développée plus en détail dans l'Article [6]). D'une part, les maîtres d'ouvrage de ces derniers semblent y investir plus de moyens financiers et plus d'efforts. D'autre part, les services de l'État semblent y apporter plus d'attention – l'agent responsable du suivi du CNM à la DREAL Languedoc Roussillon y a consacré environ ¼ de son temps de travail sur la période d'instruction, soit entre 2008 et 2013). Cependant le temps et l'argent investis pour ces projets ne paraissent pas proportionnels à l'impact réel de tels projets, le cumul de tous les petits projets ayant un impact cumulé³⁸ présumé considérable sur la biodiversité et souvent sous-estimé (Kiesecker *et al.*, 2010), sachant que des effets synergiques³⁹ peuvent advenir (Halpern et Fujita, 2013) et qu'il doivent être pris en compte (Directive 2001/42/CE).

³⁷ Nous utilisons le terme « emblématique » pour parler des espèces protégées autour desquelles est construit l'argumentation des dossiers d'études d'impact et de demandes de dérogation pour destruction d'espèces protégées.

³⁸ Nous utilisons la notion d'impacts cumulés pour désigner l'ensemble des incidences de différents projets sur la biodiversité en prenant en compte les effets à court, moyen et long termes, directs et indirects, permanents et temporaires, de chacun d'eux.

³⁹ On parle d'effet synergique lorsque les effets cumulés d'un ensemble de projets sont supérieurs à la somme des effets de chacun des projets.

Ainsi, pour nos travaux, nous avons choisi d'étudier spécifiquement les petits projets « communs » qui ne nuisent pas nécessairement à des espèces emblématiques.

Caractériser et définir le « gros » et le « petit » projet

Tout d'abord, à travers la liste fournie en annexe de l'Art. R122-2 (CE) la réglementation donne indirectement cette définition en hiérarchisant les projets comme :

- soumis à une étude d'impact environnemental systématique, car considérés comme significativement impactant ;
- soumis à évaluation « au cas par cas » ;
- non listés dans l'annexe et donc soumis à aucune étude d'impact.

Cette approche réglementaire ne convient pas pour notre analyse car nous nous intéressons aux projets soumis à étude d'impact en faisant l'hypothèse qu'il existe une différence de traitement selon l'ampleur de ces derniers.

Nous assumons que les deux catégories (« gros » et « petits ») sont très relatives et qu'elles dépendent du point de vue adopté. Par exemple, pour un habitant à l'échelle d'une commune un gros projet serait un supermarché, un petit projet serait une fontaine. L'idée est donc d'esquisser une définition sur laquelle nous pourrions nous fonder pour la suite de l'étude. Pour approcher une définition la plus réaliste possible, en plus de nos connaissances empiriques, nous nous sommes appuyés sur les réponses de 12 acteurs à la question suivante : qu'est-ce qu'on appelle « gros projets », qu'est-ce qu'on appelle « petits projets » ? Ces acteurs sont membres d'associations de protection de la nature, de bureaux d'études élaborant des évaluations environnementales, de services instructeurs et de l'autorité environnementale. Ainsi nous avons pu essayer de dresser le portrait d'un gros et d'un petit projet.

D'une part, il ressort que comparés aux petits projets, les gros projets sont notamment associés à une surface d'emprise importante et ont un impact sur l'écologie plus important pour un projet donné (dans le cadre d'infrastructures linéaires : rupture des continuités écologiques en plus de la destruction d'habitats). Toutefois, leur fréquence est moindre. Ce sont des projets qualifiables de « non négociables », qui ne peuvent faire l'objet de discussions sur leur opportunité et qui sont souvent portés en partie par l'État et/ou les collectivités. Ils sont donc souvent issus de choix politiques, relatifs à l'aménagement du territoire, l'énergie ou industrie, portés par l'État et s'inscrivent dans une durée longue.

D'autre part, les petits projets ont moins d'impact pour chaque projet individuel. Ils sont davantage circonscrits dans le temps et l'espace. Leur opportunité est discutable devant le juge et ils sont portés aussi bien par des opérateurs publics (ZAC, décharge, piscines publiques ...) que privés (carrière, parc photovoltaïque, ICPE...). Ainsi, ils répondent à la logique de la liberté d'entreprendre, de propriété privée, de production de bien et de service dans un marché ouvert plutôt qu'à une logique stricte d'intérêt général stratégique pour la collectivité (bien que beaucoup des petits projets se revendiquent quand même d'intérêt public).

Nous considérons donc que les petits projets sont des projets ponctuels et de faible emprise au sol. Leur opportunité est discutable et négociable car d'autres projets leur ressemblent sur le territoire. Ils peuvent être portés par des organismes publics ou privés.

Parmi les différents types de projets, les petits projets recouvrent donc :

- les maisons individuelles et autres tout petits projets ponctuels en dessous des seuils réglementaires d'évaluation environnementale;
- les tronçons d'infrastructures de transports départementales ;
- les petites carrières ou projets d'agrandissement de carrière par exemple ;
- les zones d'aménagement concerté (ZAC) ;
- les lotissements ;
- les petites installations photovoltaïques au sol.

Cependant, nous n'étudions pas tous les projets sous les seuils réglementaires car, bien qu'ils soient responsables d'une grande part de l'artificialisation, ils ne sont pas soumis à l'étude d'impact et donc à la réglementation ERC qui lui est associée (Encart 5).

Le choix des projets « terrestres »

L'application de la séquence ERC est assez différente en milieu terrestre et en milieu humide ou aquatiques. En effet, les limites administratives et les documents de référence ne sont pas les mêmes et donc les pratiques pour appliquer la séquence ERC diffèrent. Par exemple on se rapporte au bassin versant et au schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) correspondant dès qu'il s'agit des milieux humides ou aquatiques. Concernant la compensation, ces documents instaurent un ratio de compensation à respecter, ce qui n'est aucunement le cas pour les milieux terrestres. De plus, des méthodes spécifiques sont développées pour les zones humides ou les milieux marins (e.g., la Méthode d'Evaluation Rapide de la Compensation des Impacts écologiques (MERCIE ; Mechin et Pioch, 2016) pour évaluer rapidement la compensation en zone humide ou la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides) alors qu'aucune méthode standardisée n'existe pour les milieux terrestres.

Sur notre territoire d'étude, la majorité des impacts a lieu en milieu terrestre. Par conséquent, au regard de la différence dans le traitement de la séquence ERC, nous avons choisi de nous concentrer sur des projets « terrestres ».

4.4.2. Échantillonnage et présentation des petits projets terrestres étudiés

Un pool de petits projets pour une analyse systématique

Les petits projets étudiés dans la thèse sont au nombre de 42. Nous avons sélectionné tous les projets disponibles dans les archives de la DREAL Languedoc-Roussillon, sur notre territoire d'étude ou à proximité immédiate (communes adjacentes) et situés sur des espaces naturels ou agricoles (Figure 15). Les documents recueillis ont été réalisés sur la période 2006-2016, période qui englobe la réforme de la loi Grenelle 2 et l'entrée en vigueur de son décret d'application (juin 2012). Vingt-et-une études ont été soumises avant l'entrée en vigueur du décret d'application et 21 après. Notre échantillonnage représente ici une série de projets classiques répondant aux seuils législatifs de soumission à étude d'impact. Sur les 42 projets, 39 concernent des zones d'aménagement concerté (ZAC ; activités économiques ou/et habitats)

ou des lotissements, 2 sont des sections de routes départementales et 1 est un parc photovoltaïque. Ces projets n'affectent donc pas obligatoirement un élément de nature patrimoniale comme une zone humide ou des espèces protégées. Par conséquent, notre échantillon d'études d'impact, pris sur un territoire de planification d'un EPCI représente approximativement 10 années d'aménagement classique d'un territoire en expansion urbaine.

Les deux gros projets d'infrastructures linéaires qui traversent le territoire de 3M (la LGV « Contournement Nîmes-Montpellier (CNM) » et l'autoroute « déplacement de l'A9 ») - dont les études environnementales ont été réalisées entre 2006 et 2016 (aussi représentés sur la Figure 15) - ont été volontairement retirés de l'étude en lien avec notre choix méthodologique.

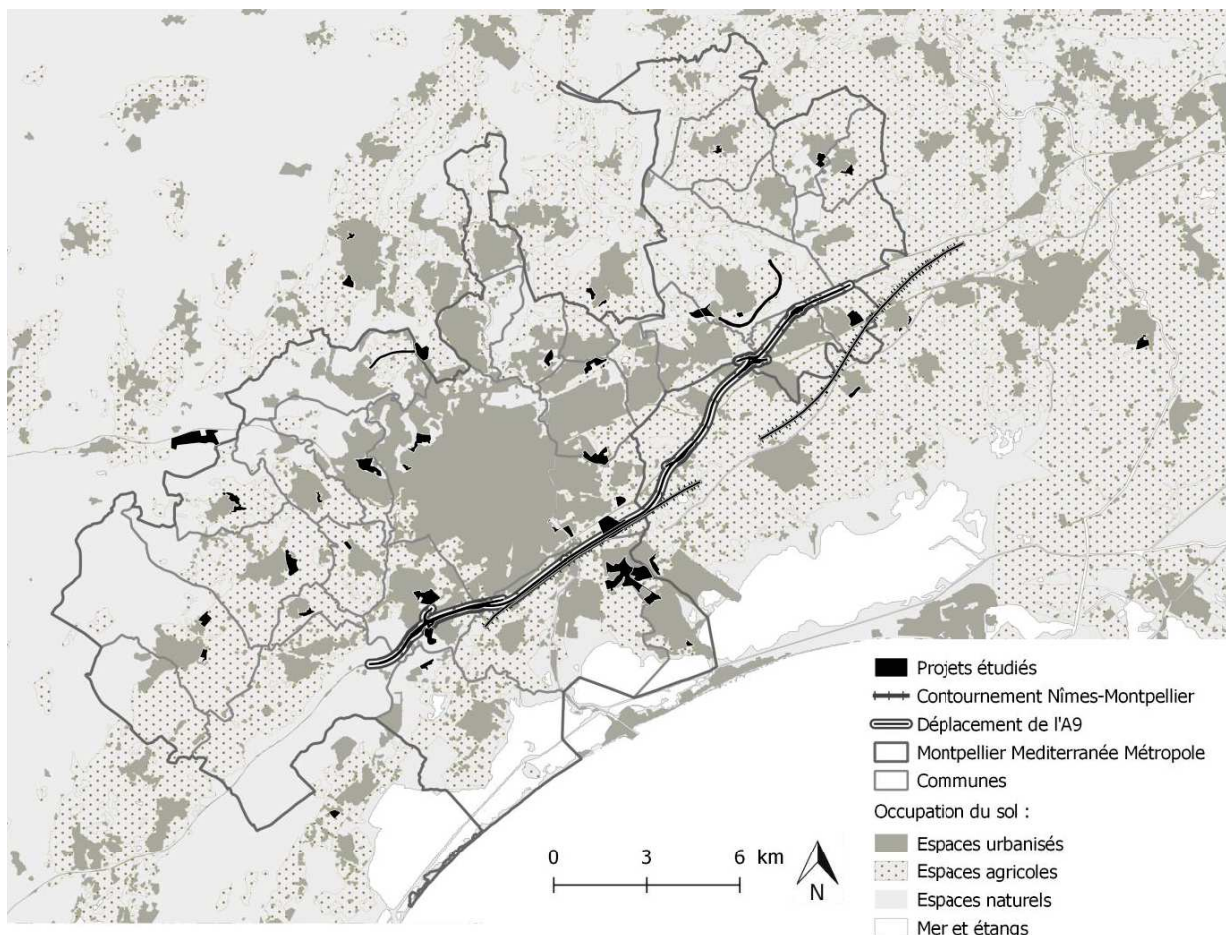


Figure 15 : Cartographie des 42 petits projets étudiés et des 2 gros projets retirés de l'étude

Pour l'analyse systématique de ces études d'impact nous avons construit une grille de lecture composée de 3 types de données : 1) des données descriptives du projet en question qui peuvent servir de variables explicatives, 2) des données quantitatives pour évaluer le degré de prise en compte de la biodiversité et 3) des données qualitatives pour mieux cerner concrètement l'analyse et les mesures proposées dans l'étude d'impact.

La méthodologie plus détaillée est explicitée dans la synthèse des travaux en Partie 2.

Justification du choix de deux projets pour l'analyse qualitative des jeux d'acteurs

Nous avons choisi de focaliser notre attention sur deux projets particuliers pour analyser les jeux d'acteurs affectant l'application de la séquence ERC. L'étude de cas permet de centrer l'analyse sur « une séquence sociale unique, circonscrite dans l'espace et le temps » (Olivier de Sardan, 2008). Les projets choisis doivent : 1) affecter le milieu naturel et présenter des enjeux écologiques, 2) avoir fait l'objet d'au moins une étude d'impact récemment (postérieur à juin 2012). Un troisième critère en lien avec la sensibilité politique de certains projets et donc l'accessibilité au terrain d'étude a été de sélectionner des projets où les acteurs centraux (maîtrise d'ouvrage principalement) étaient enclins à nous rencontrer.

Le premier projet choisi est la « ZAC Charles Martel deuxième extension » (on l'appellera Projet A par la suite). L'outil « ZAC » permet l'élaboration d'une opération publique d'aménagement en vertu du code de l'urbanisme. La procédure consiste en une concertation préalable (information du public et concertation⁴⁰), un dossier de création dont l'étude d'impact fait partie, puis un dossier de réalisation de la ZAC (modalités détaillées sur la réalisation du projet). Montpellier Méditerranée Métropole est maître d'ouvrage de ce projet, qui se trouve sur la commune de Villeneuve-lès-Maguelone (Figure 16). C'est un projet intéressant à étudier car il est récent (l'étude d'impact date de janvier 2014) et, en impactant des pelouses sèches constituées d'une flore et d'une faune typique de la zone méditerranéenne, il fait intervenir de forts enjeux écologiques. C'est le premier projet où 3M a dû dérouler la séquence ERC dans sa globalité et mettre en place des mesures de compensation sur une surface conséquente (environ 15 hectares). Il peut être considéré comme un cas d'école sur notre territoire d'étude.

Pour compléter l'analyse, nous avons choisi d'étudier un deuxième projet moins « lisse » et qui s'inscrit dans un temps plus long afin de pouvoir explorer l'évolution des jeux d'acteurs dans le temps en fonction des évolutions réglementaires notamment. Les contraintes dans les critères de choix n'ont pas permis de trouver un deuxième projet sur le territoire de 3M. En effet, soit les enjeux écologiques sont « faibles » (ex. ZAC éco-quartier Caylus prévu sur des milieux agricoles et très urbains), soit les projets sont politiquement trop sensibles et actuels ou liés à une opération d'ensemble très importante (ex. projet Oz ou « la Maugère » en lien avec la nouvelle gare au sud de Montpellier), soit les projets sont privés et à l'origine d'une forte mobilisation en opposition au projet et donc il serait compliqué de s'entretenir avec l'acteur central qui est le maître d'ouvrage (ex. zone commerciale Oxylane à Saint-Clément-de-Rivière).

Ainsi, nous avons choisi un projet un peu plus éloigné de 3M : la ZAC de l'Ecoparc du bois de Mintage sur la commune de Calvisson, elle-même intégrée à la communauté de commune de Sommières entre Nîmes et Montpellier (appelé Projet B par la suite ; Figure 17). Ce projet se situe au niveau d'un large massif forestier très intéressant sur le plan écologique, notamment sur les zones les plus ouvertes. Même s'il s'inscrit dans un temps long (des années 1990 à aujourd'hui), l'étude d'impact date aussi de 2014 et s'attache à appliquer la séquence ERC dans son ensemble. L'analyse de ce projet sera plus succincte que pour le projet A. En effet, pour l'étude de ce projet, nous focaliserons notre attention sur la validation des hypothèses émises dans l'analyse du projet A et sur l'analyse comparative des jeux d'acteurs avant et après le bouleversement réglementaire ayant eu lieu entre 2009 et 2012 (cf. Chapitre 1).

⁴⁰ Les modalités de concertation sont fixées par conseil municipal (Art. L 300-2, CU)

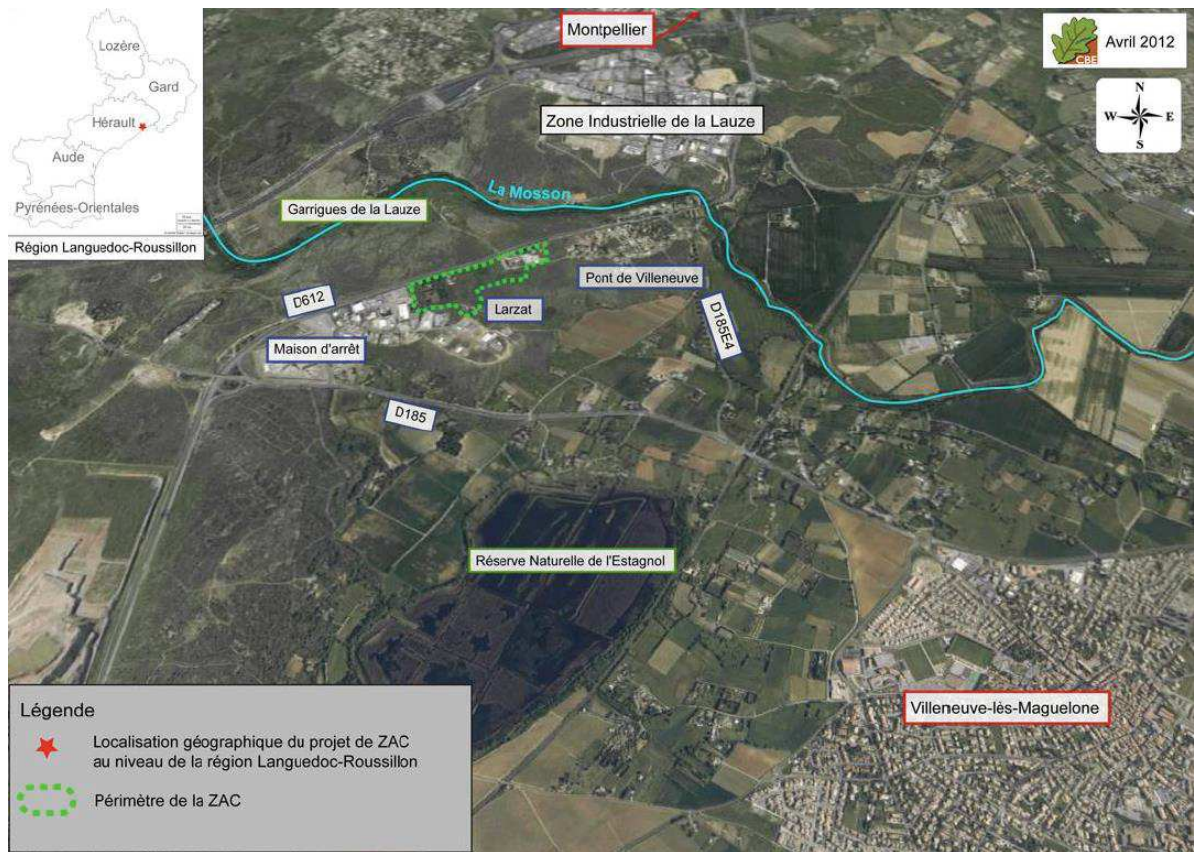


Figure 16 : Localisation du projet A : « ZAC Charles Martel deuxième extension » (Extrait de l'étude d'impact, 2013)

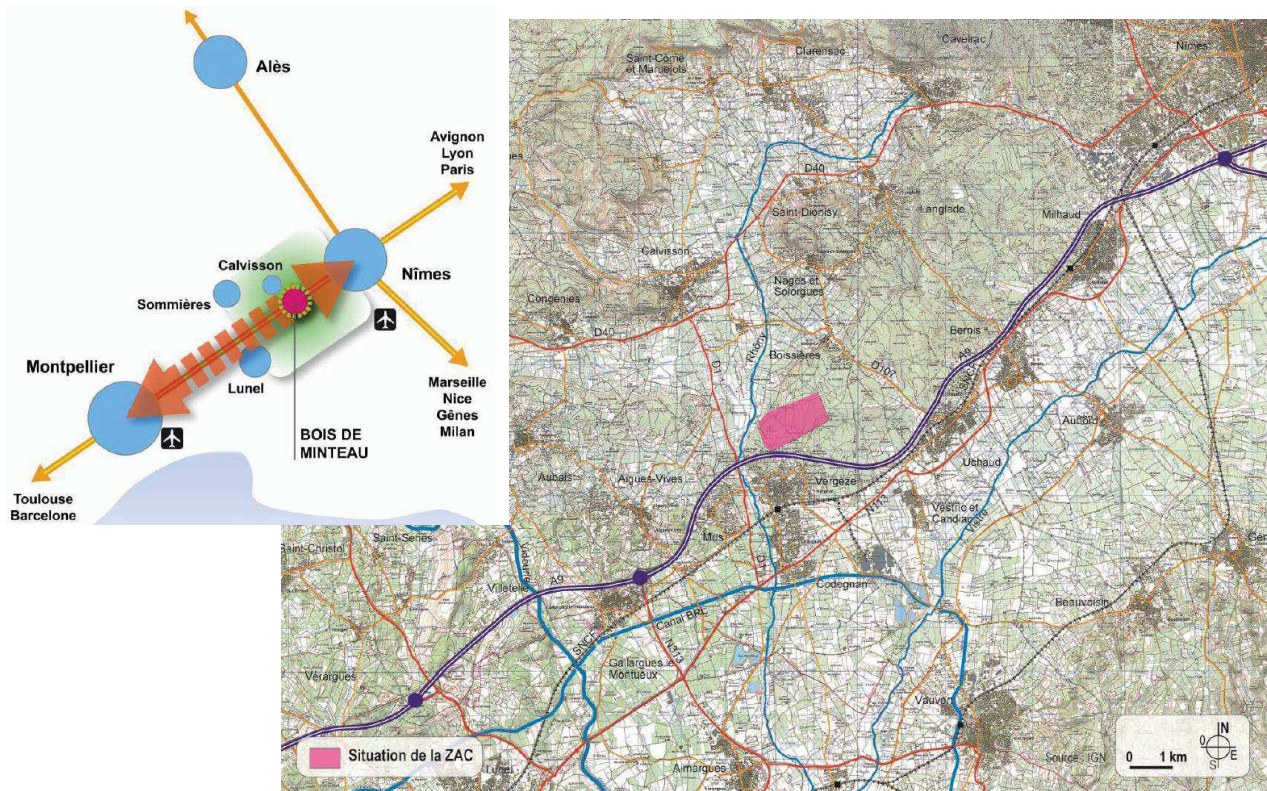


Figure 17 : Localisation du projet B : « ZAC Ecoparc du bois de Minteau » (Extrait de l'étude d'impact, 2013)

Ces projets sont analysés grâce à la sociologie de l'action organisée (Crozier et Friedberg, 1977). L'obtention des données se fonde principalement sur l'examen de la littérature grise, l'enquête qualitative (entretiens semi-directifs) et l'observation (Olivier de Sardan, 1995).

La littérature grise en lien avec le projet est constituée principalement de l'étude d'impact, du rapport d'enquête publique, de l'arrêté d'autorisation et de l'avis de l'autorité environnementale. Elle est acquise de préférence préalablement aux entretiens afin de se familiariser avec le sujet et l'élaboration d'hypothèses exploratoires. Ceci peut être complété par des données d'archives personnelles récoltées au cours des entretiens chez certains acteurs (articles de journaux régionaux ou locaux, documents fournis aux auditeurs lors de la concertation ou des réunions publiques, etc.).

Les entretiens semi-directifs ont été menés à partir d'une grille d'entretien centrée autour de trois principales questions sur les pratiques de l'acteur, ses relations avec les autres acteurs et les problèmes qu'il pouvait rencontrer⁴¹. Ils ont été menés en face à face et ont duré entre 1h et 2h30. Au total, pour le projet A, 28 entretiens ont été effectués entre fin 2016 et début 2017. Pour le projet B, 22 entretiens ont été effectués fin 2017. Ces entretiens ciblent l'ensemble des acteurs susceptibles d'être liés de près ou de loin à l'élaboration du projet, à l'évaluation de ses impacts environnementaux et à la mise en œuvre de la séquence ERC. Plusieurs acteurs ont été enquêtés pour chaque groupe d'acteurs (Tableau 3). Tous les entretiens ont été retranscrits intégralement pour la phase d'analyse.

Enfin, considérant que toute information émanant d'une seule personne est à vérifier, l'analyse des entretiens consiste en une triangulation des entretiens pour chercher les régularités de comportements, les divergences ou convergences de points de vue ou de problèmes (Olivier de Sardan, 2008). Cette triangulation permet finalement de construire le système d'actions, c'est-à-dire le jeu d'acteurs qui s'opère entre les différents acteurs. Des sociogrammes peuvent être utilisés pour représenter les jeux d'acteurs.

⁴¹ En 2016 puis en 2017 les entretiens ont été réalisés avec l'aide des étudiants du module « méthode d'enquête » de la formation GEEFT d'AgroParisTech.

Tableau 3 : Acteurs par groupe d'acteurs enquêtés respectivement pour les projets A et B entre 2016 et 2017

	Projet A (n=28)	Projet B (n=22)
Aménageurs (n=11)	<p><u>Maître d'ouvrage</u> :</p> <p>3M – chef de service 3M – chef du projet</p> <p><u>Délégué à la maîtrise d'ouvrage</u> :</p> <p>SERM – chargé de mission</p> <p><u>Elus</u> :</p> <p>Commune de Villeneuve-lès-Maguelone – élu à l'urbanisme Commune de Fabrègues – élu à l'environnement</p> <p><u>Aménageur privé</u> :</p> <p>GGL – directeur de programmes</p>	<p><u>Maître d'ouvrage</u> :</p> <p>Département Gard – vice-président en charge de l'aménagement du territoire + ex-directeur du syndicat mixte + directeur de la direction d'aménagement du territoire Commune de Calvisson – maire Communauté de commune de Sommières – élu au conseil communautaire</p> <p><u>Délégué à la maîtrise d'ouvrage</u> :</p> <p>SEGARD – directeur adjoint</p> <p><u>Elu</u> :</p> <p>Commune de Vergèze – maire</p>
Services de l'État (n=8)	<p><u>Services instructeurs</u> :</p> <p>DREAL LR dep. Biodiversité – chargé de mission espèces protégées DDT Hérault service environnement – chargé de mission</p> <p><u>Autorité environnementale (Ae)</u> :</p> <p>DREAL LR dep. Ae – chef de service DREAL LR dep. Ae – chargé de mission évaluation environnementale</p>	<p><u>Services instructeurs</u> :</p> <p>DDTM Gard service aménagement – chef de service DDTM Gard service environnement – chargé de mission DREAL LR dep. Biodiversité – chargé de mission espèces protégées</p>
Bureaux d'études (n=8)	<p><u>Bureaux d'études naturalistes</u> :</p> <p>Cabinet Barbanson Environnement – chargé d'étude Les écologistes de l'Euzière – coordinateur du pôle expertises naturalistes Biotope – chargé d'étude et chercheur</p> <p><u>Bureaux d'études urbanistes</u> :</p> <p>Agence Garcia Diaz – directeur</p>	<p><u>Bureaux d'études naturalistes</u> :</p> <p>Cabinet Barbanson Environnement – chargé d'étude Lindenia – ex-chargeur de mission</p> <p><u>Bureaux d'études urbanistes</u> :</p> <p>Agence Garcia Diaz – chef de projet</p> <p><u>Autre</u> :</p> <p>EGIS – hydrologue</p>
Expert (n=6)	<p><u>Commissions</u> :</p> <p>CSRPN – ornithologue retraité CSNRN & CBN – botaniste CNPN – expert commission faune</p> <p><u>Commissions et scientifique</u> :</p> <p>CSRPN & CEFE-CNRS – herpétologue CSRPN & CEFE-CNRS – botaniste et écologue</p> <p><u>Autre</u> :</p> <p>CEREMA – chargé d'affaire biodiversité</p>	<p>LPO – directeur administratif</p>
Gestionnaires de la compensation (n=3)	<p>CEN – chargé de gestion écologique et d'animation foncière Association de développement et de valorisation de l'agriculture et Chambre d'Agriculture – chargé de mission</p>	<p>ONF – agent patrimonial</p>
Société civile (n=12)	<p>Association Maguelone Gardiole Les gardiens de la Gardiole Syndicats des Chasseurs et propriétaires Habitant et propriétaire 1 Habitant et propriétaire 2</p>	<p>Chasseurs Société de chasse Diane de Calvisson – président Association rencontres citoyennes – président Militant Habitant et éleveur Habitant et propriétaire 3 Habitant et propriétaire 4</p>
Acteurs du foncier (n=2)	<p>SAFER – directeur départemental du Gard</p>	<p>SAFER – chef de service territoire et environnement</p>

4.4.3. L'étude de l'application de la séquence ERC à l'échelle territoriale

Afin d'étudier l'application de la séquence ERC à l'échelle de la planification, nous avons enquêté auprès de différents EPCI français pour inventorier les pratiques et stratégies déjà mises en œuvre. Par la suite, nous avons choisi de focaliser notre attention sur l'étude du document de planification de 3M : le schéma de cohérence territoriale (SCoT).

L'identification d'un pool d'EPCI pour comprendre les stratégies territoriales qu'ils développent

Pour choisir les EPCI à étudier nous avons tout d'abord ciblé ceux de taille comparable à celle de 3M (en surface et population) afin de pouvoir les comparer. L'échantillonnage a été très complexe car il existe très peu de communications entre les EPCI (il n'y a pas de réseaux ERC/biodiversité) et les personnes qui travaillent sur le sujet au sein de chaque EPCI ne sont pas explicitement identifiées. On pourrait qualifier l'organisation de chacun des EPCI de « protéiforme » sachant par exemple que l'agent responsable des questions liées à la séquence ERC peut autant être dans la direction axée « biodiversité » que dans les directions liées au développement durable, à l'aménagement ou à la planification.

Le pool d'EPCI étudié est finalement constitué d'un total de 16 organismes⁴² répartis dans la France entière (Figure 18) : 15 EPCI (huit métropoles, six agglomérations et une communauté urbaine) et une collectivité territoriale issue de la fusion d'un département et d'une communauté urbaine, qui dans notre contexte pourra être considérée comme un EPCI en terme de compétences par rapport à la mise en œuvre de la séquence ERC.

Les entretiens ont été effectués par téléphone sur la base d'un guide d'entretien. Ce « guide » a été élaboré à partir des premiers résultats de la thèse. C'est pourquoi, plus de précisions sur les entretiens et la façon dont ils ont été menés sont données plus tard, dans la synthèse des travaux (Partie 2).

⁴² 8 Métropoles : Nantes Métropole, Métropole Européenne de Lille, Grenoble Alpes Métropole, Bordeaux Métropole, Montpellier Méditerranée Métropole, Métropole Rouen Normandie, Métropole Nice côte d'Azur, Toulouse Métropole; 6 Agglomérations : Agglomération de la Rochelle, Saint Etienne Métropole, Nîmes Métropole, Grand Narbonne, Roannais Agglomération, Chambéry Métropole; et 1 Communauté Urbaine : Dunkerque Grand Littoral ; 1 collectivité territoriale (fusion département et communauté urbaine) : Grand Lyon

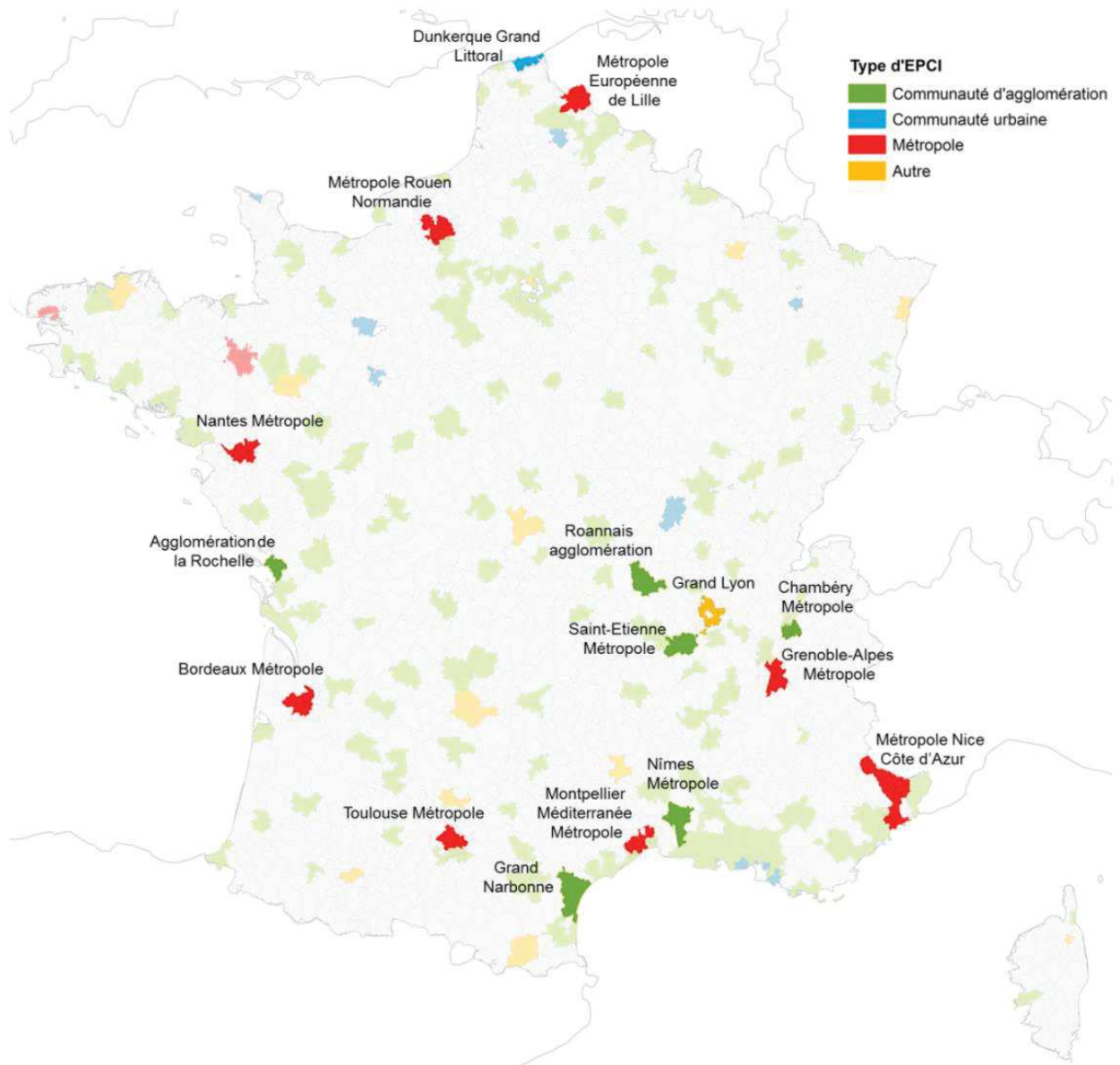


Figure 18 : Répartition des 16 EPCI étudiés entre 2015 et 2017 (données : « EPCI 2015 », data.gouv.fr)

Focus sur le Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT) de 3M en cours de révision

En termes de document de planification du territoire, nous étudions les potentialités du SCoT comme document intégrateur des données de biodiversité. Pour cela, nous avons choisi de nous concentrer sur le SCoT de 3M, en cours de révision pendant le déroulement du doctorat.

Nos travaux s'organisent donc autour de 3 questions centrales :

- *Question 1 : Comment la biodiversité est-elle intégrée dans la conception des projets grâce à l'instrument ERC et quelles évolutions ont engendrées les nouvelles politiques publiques ?*

- *Question 2 : Est-ce qu'appliquer la séquence ERC à l'échelle de la « planification » (échelons territorial et stratégique) pourrait permettre d'atteindre un NNL ?*

- *Question 3 : Quelles modalités et quelles propositions pour une approche opérationnelle à l'échelle de la planification ?*


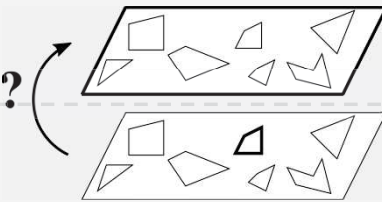
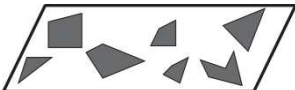
Pour résumer nos méthodes et matériaux d'étude : 1) nous adoptons une démarche pluridisciplinaire au sein des sciences de la conservation, 2) ainsi qu'une posture de recherche intervention ; 3) le territoire d'étude est le territoire de Montpellier Méditerranée Métropole (3M); et enfin 4) différents cas d'étude sont analysés :

* à l'échelle « projet » : un échantillon de 42 études d'impact correspondant à 42 petits projets d'aménagement « communs » ainsi que 2 projets d'aménagement de façon plus détaillée,

* à l'échelle stratégique et territoriale : un échantillon de 16 EPCI français répartis dans la France entière d'une part, le SCoT de Montpellier Méditerranée Métropole en cours de révision d'autre part.

Enfin, nous utilisons diverses méthodes pour la création et l'analyse des données appartenant tantôt à des approches quantitatives, tantôt qualitatives. On peut notamment citer les enquêtes de terrain (entretiens téléphoniques semi-directifs avec rapport de synthèse ou entretiens semi-directifs *de visu* et retranscrits), la revue systématique sur la base d'une grille d'analyse, les analyses statistiques, l'analyse comparée, l'analyse spatiale grâce aux outils du SIG, l'observation participante.

Tableau 4 : Tableau synthétisant l'organisation des recherches

<p>Problématique</p>	<p>La séquence ERC est-elle un instrument efficace pour intégrer la biodiversité comme donnée d'entrée dans l'aménagement du territoire ?</p>		
<p>Hypothèses générales</p>	<ul style="list-style-type: none"> • ERC : un défi d'échelle (décalages, <i>mismatches</i> ...) • Les petits projets sont moins étudiés que gros projets ce qui n'est pas proportionnel à leur impact (Article [6]) • Le faible lien entre recherche et action entrave les évolutions 		
<p>Question de recherche</p>	<p>Q1 : <i>Comment la biodiversité est-elle intégrée dans la conception des projets grâce à l'instrument ERC et quelles évolutions ont engendrées les nouvelles politiques publiques ?</i></p>	<p>Q2 : <i>Est-ce qu'appliquer la séquence ERC à l'échelle de la « planification » (échelons territorial et stratégique) pourrait permettre d'atteindre un NNL ?</i></p>	<p>Q3 : <i>Quelles modalités et quelles propositions pour une approche opérationnelle à l'échelle de la planification ?</i></p>
<p>Matériel & Méthode</p>	<ul style="list-style-type: none"> – Analyse du contenu de 42 études d'impact – Analyse des jeux d'acteurs de 2 projets 	<ul style="list-style-type: none"> – Réflexion théorique 	<ul style="list-style-type: none"> – Enquête auprès de 16 EPCI – Elaboration d'une démarche méthodologique sur le cas du SCoT de 3M
<p>PLANIFICATION ----- PROJET</p>			
<p>Chapitres et articles correspondants</p>	<p>Chapitre 5 Articles [1, 2, 3]</p>	<p>Chapitre 6</p>	<p>Chapitre 7 Articles [4, 5, 7]</p>

PARTIE 2 : SYNTHÈSE DES TRAVAUX

Cette deuxième partie synthétise nos travaux de recherche. Elle se base notamment sur les articles que nous avons publiés ou que nous sommes en train de finaliser (cf. Articles en Annexe) et apporte un nouvel angle d'approche des résultats ainsi que de nouveaux éléments de discussion en lien avec la thèse que nous soutenons. Ainsi, afin de dérouler logiquement le fil rouge de cette thèse, certains résultats exposés dans les articles ne figurent pas dans cette partie et certaines réflexions y sont « exclusives ».

Nous abordons au Chapitre 5 les travaux menés sur l'application de la séquence ERC à l'échelle des projets. Ce Chapitre nous permet d'identifier les challenges à relever pour améliorer l'efficacité globale de la séquence ERC. Un des défis majeurs semble être le changement d'échelle, vers une application de la séquence ERC à l'échelle de la planification. C'est sur ce point que le Chapitre 6 tente d'amener des éclairages. Le Chapitre 7 se concentre sur les modalités d'une telle approche pour une mise en œuvre opérationnelle de la séquence ERC. Enfin, dans ce dernier Chapitre, nous proposons et discutons autour de l'élaboration d'une approche méthodologique pour anticiper la séquence ERC dès la planification de l'aménagement du territoire, sur la base de travaux à vocation opérationnelle effectués en lien avec notre territoire d'étude : Montpellier Méditerranée Métropole.

Chapitre 5 – L'étude d'impact, une approche évolutive mais limitée

« On va compenser [...] en mettant des nichoirs pour les dodos »
(Expert écologue, 2016)

Cette partie s'attache à répondre à la Question 1 : *Comment la biodiversité est-elle intégrée dans la conception des projets grâce à l'instrument ERC et quelles évolutions ont engendrées les nouvelles politiques publiques ?*

5.1. Une échelle temporelle juridique fortement influente sur la pratique

Comme nous l'avons exposé dans la première partie, les évolutions réglementaires semblent rythmer les avancées dans la pratique de la séquence ERC. C'est ce que nous explorons à travers l'étude de dossiers d'aménagement, en caractérisant et quantifiant cette évolution de la prise en compte de la biodiversité et en identifiant précisément sur quels indicateurs les évolutions sont importantes et sur quels sujets il reste une marge de manœuvre (cf. Article [1] et Article [2]). En complément de cette première analyse, nous étudions dans un deuxième temps les évolutions que la nouvelle réglementation a engendrée en termes de jeux d'acteurs. Pour cela nous nous appuyons sur l'analyse du projet B, qui évolue tout en restant à l'état de projet depuis les années 1990.

5.1.1. L'évolution du contenu des études d'impact

Pour tester l'évolution de la prise en compte de la biodiversité nous avons construit une grille d'indicateurs afin de répondre à six principales questions qui recoupent les grandes parties constitutives de l'étude d'impact (Tableau 5). La première concerne la description de l'état initial, considéré comme l'état de référence ou *baseline*, en termes d'espèces, d'habitats naturels de réseaux écologiques, d'équilibres et d'interactions écologiques. La deuxième concerne l'origine et la pertinence des données écologiques. La troisième se préoccupe de la définition et de l'exhaustivité des impacts répertoriés pour le projet. La quatrième s'intéresse à la recherche de solutions alternatives, ou de substitution pour le projet. Enfin, la cinquième et la sixième se focalisent respectivement sur les mesures ERC proposées et le suivi prévu pour les évaluer. Associés aux différentes questions, 32 indicateurs ont été développés pour mesurer comment la biodiversité est prise en compte au regard des exigences réglementaires (principalement issues du Décret n° 2011-2019 réformant les études d'impact et de la doctrine ERC) et des résultats de certains travaux scientifiques. Les indicateurs ont été construits pour pouvoir être notés par 0 ou 1. La note de « 0 » est donnée si la réponse à la question est négative, ce qui correspond à une prise en compte moindre de la biodiversité, et une note « 1 » si la réponse à la question est positive, et donc si la biodiversité est mieux prise en compte. Finalement, un « index de prise en compte de la biodiversité » (IB) est calculé sur la base du

Le Tableau 5 donne les détails de notation pour chacun des indicateurs, ainsi que la significativité de l'évolution du nombre de réponses positives entre les 21 études pré-réforme et les 21 post-réforme.




Ces résultats nous permettent d'analyser plus finement les évolutions, indicateur par indicateur.

Tableau 5 : Nombre de réponses positives pour chaque indicateur et significativité de l'augmentation de réponse positive entre avant et après juin 2012 testé avec un test Exact de Fisher

Critères	Questions	n°	Indicateurs	Nombre de réponses positives			
				Avant 2012 (n=21)	Après 2012 (n=21)	Nombre total (%) (n=42)	Significativité de l'augmentation après 2012
État initial	Est-ce que l'état initial est assez complet pour pouvoir servir de référence à l'évaluation des impacts ?	1	Définition d'une zone d'étude de l'effet du projet (différente de la zone d'emprise du projet)	3	12	15 (35.7%)	**
		2	Zone d'étude plus large que la zone de projet	1	15	16 (38.1%)	***
		3	Expertise sur tous les groupes d'espèces	4	20	24 (57.1%)	***
		4	Inventaires détaillés sur la faune	7	18	25 (59.5%)	**
		5	Inventaires détaillés sur la flore	4	16	20 (47.6%)	***
		6	Description des habitats naturels	10	17	27 (64.3%)	ns
		7	Carte de synthèse	5	12	17 (40.5%)	ns
		8	Etude des connectivités écologiques locales	6	19	25 (59.5%)	***
		9	Etude des connectivités écologiques régionales	0	7	7 (16.7%)	**
		10	Etude des différents niveaux de la biodiversité : population, espèce, écosystème	0	7	7 (16.7%)	**
		11	Référence ou étude des interactions écologiques	0	0	0 (0%)	0
		12	Référence ou étude des dynamiques écologiques	3	9	12 (28.6%)	ns
		13	Prise en compte de la biodiversité "commune"	2	8	10 (23.8%)	ns
Données	Est-ce que les données sont pertinemment récoltées et référencées?	14	Visite de terrain pour faire des inventaires	16	21	37 (88.1%)	*
		15	Inventaires sur plus de 2 saisons	5	20	25 (59.5%)	***
		16	Référence claire aux bases de données utilisées	12	20	32 (76.2%)	**
		17	Consultation de la littérature scientifique pertinente	5	15	20 (47.6%)	**
Impacts	Est-ce que tous les impacts sont identifiés et correctement évalués ?	18	Evaluation de la significativité de chacun des impacts	3	3	6 (14.3%)	ns
		19	Identification des impacts directs/indirects	12	17	29 (69.0%)	ns
		20	Identification des impacts temporaires/permanents	15	17	32 (76.2%)	ns
		21	Mention des impacts cumulés potentiels	0	17	17 (40.5%)	***
		22	Explication de la méthode d'évaluation des impacts	4	14	18 (42.9%)	**
Solutions alternatives	Est-ce que des solutions alternatives sont envisagées aux prémices de l'élaboration du dossier ?	23	Etudes des solutions alternatives de moindre impact	0	4	4 (9.5%)	ns
		24	Etude de l'alternative « sans projet »	1	0	1 (2.4%)	ns
Mesures	Est-ce que les mesures proposées sont expliquées et assez détaillées pour équilibrer les pertes dues aux impacts ?	25	Description détaillée des mesures ERC	6	19	25 (59.5%)	***
		26	distinction claire entre les mesures E, R et C	5	15	20 (47.6%)	**
		27	Utilisation d'une méthode de dimensionnement basée sur l'équivalence entre les pertes et les gains écologiques	0	0	0 (0%)	N.A.
		28	Prise en compte du temps de latence entre les pertes et les gains (time-lag)	0	0	0 (0%)	N.A.
Suivi et évaluation	Est-ce que des propositions sont faites pour assurer la durabilité et le succès des mesures proposées (suivi-évaluation) ?	29	Prise en compte de la probabilité de succès des mesures	0	2	2 (4.8%)	ns
		30	Définition d'un programme d'évaluation des mesures	1	12	13 (31.0%)	***
		31	Définition d'indicateurs de suivi	0	5	5 (11.9%)	*
		32	Informations sur la pérennité des mesures	1	1	2 (4.8%)	ns

(ns, non significatif; *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001)

Nous pouvons classer les indicateurs parmi 3 classes d'évolution (Tableau 5) :

-  1^{er} classe : les indicateurs dont les réponses positives ont évolué significativement entre le groupe d'étude pré-réforme et le groupe post-réforme ;
-  2nd classe : les indicateurs dont les réponses positives n'ont pas évolué significativement et restent très faibles (total de réponses positives strictement inférieur à 21) ;
-  3^{ème} classe : les indicateurs dont les réponses positives n'ont pas évolué significativement mais dont le total de réponses positives est strictement supérieur à 21.

Pour tous les indicateurs, les scores après 2012 sont égaux ou supérieurs aux scores avant 2012.

La première classe regroupe 18 sur les 32 indicateurs, pour lesquels l'évolution a été significative sur les 10 dernières années. Ainsi, on note que des efforts considérables ont été faits notamment sur l'explicitation et la pertinence de la définition de la zone d'étude (indicateur 1 et 2) et sur l'exhaustivité des inventaires naturalistes (indicateurs 3, 4 et 5). Cependant, la zone d'étude identifiée pour les études naturalistes n'est pas encore systématiquement définie de façon claire et est plus souvent déterminée en fonction des limites d'utilisation du sol (routes, bordures administratives d'une parcelle) qu'en fonction de la répartition potentielle des espèces présentes sur le site de projet. De plus, bien que l'on observe une nette amélioration dans l'étude des connectivités écologiques (indicateurs 8 et 9 ; Figure 20), l'étude spécifiques des connectivités écologiques « régionales » est encore très faible (seulement 7 études d'impact post-réforme les étudient).

En outre, on observe que la biodiversité n'est pas étudiée de façon intégrée. En effet, bien que des analyses plus systémiques comprenant l'analyse des différents niveaux de la biodiversité (espèces, populations, écosystèmes) tendent à émerger, l'analyse s'arrête encore à l'étude des seules espèces dans 35 études sur 42 (indicateur 10). Toutefois, et en lien avec l'indicateur précédent, les indicateurs 11, 12 et 13, concernant l'étude des dynamiques de population, des interactions entre composantes de la biodiversité au sein de l'écosystème ou encore l'étude de la biodiversité dite « ordinaire » ou « commune », appartiennent à la deuxième classe : l'évolution des réponses positives n'est pas significative et on observe une faible quantité de réponses positives totales. Ce ne sont donc pas des paramètres bien étudiés dans les études d'impact.

Les données sont désormais récoltées à travers des visites de terrain systématiques, sur plus de 2 saisons et elles sont de mieux en mieux référencées (indicateurs 14, 15 et 16).

En termes d'argumentation et de justification, les publications scientifiques sont de plus en plus référencées mais encore peu utilisées, ou bien il ne s'agit qu'exclusivement de références à des guides naturalistes de reconnaissance des espèces (indicateur 17). Au regard de l'évolution en cours, il semblerait que les bureaux d'études pourraient encore plus s'appuyer sur la littérature scientifique pour définir leur méthodologie, leurs protocoles et pour l'analyse des données. Les méthodes de hiérarchisation des impacts sont plus transparentes mais pas encore toujours très explicites (indicateur 22).

Les impacts des projets étaient et sont toujours bien qualifiés de directs/indirects et temporaires/permanents (les indicateurs 19 et 20 appartenant à la 3^{ème} classe). Les impacts cumulés sont désormais très souvent mentionnés (indicateur 21 : 17 cas sur 21 pour les études

post-réforme ; Figure 20). Toutefois, sur le plan de la description des impacts, une attention particulière doit être apportée à l'évaluation de la significativité écologique dont le nombre de réponses positives est faible et dont l'évolution n'est pas significative (indicateur 18, appartenant à la 2nd classe). En effet, l'indicateur 18 montre que la significativité n'est presque jamais définie pour chacun des impacts or cette notion et notamment la définition claire du « point de bascule » semble être essentielle pour évaluer les impacts comme nous l'avons vu en Chapitre 1.

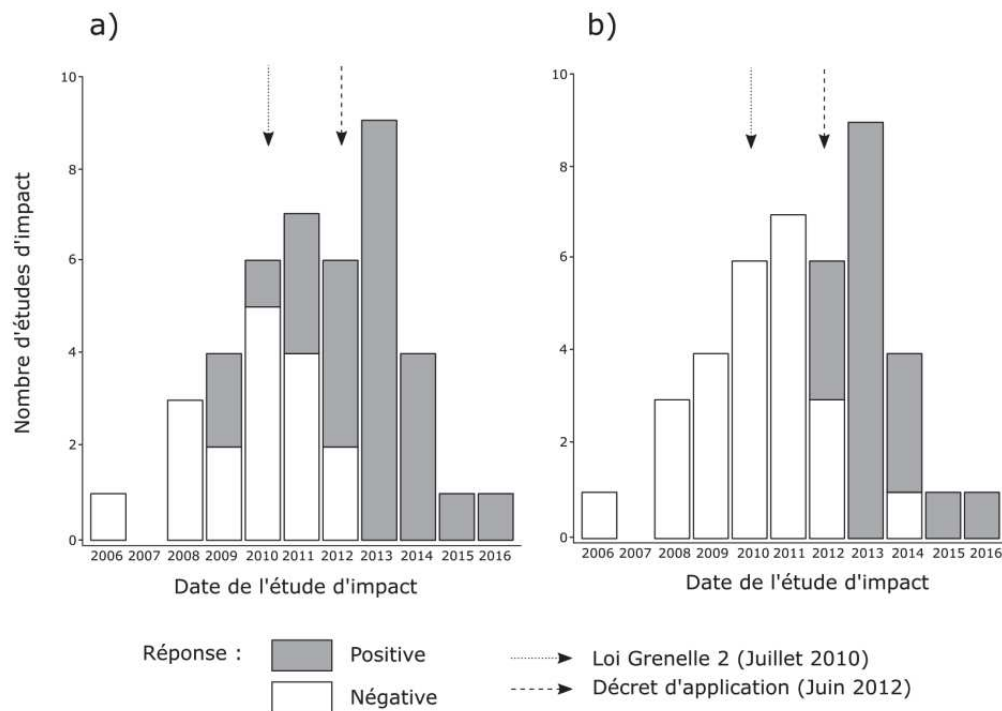


Figure 20 : Evolution temporelle détaillée par année de (a) l'indicateur 6 sur l'analyse des connectivités écologiques locales et (b) de l'indicateur 21 sur la mention des impacts cumulés dans les études d'impact.

Concernant les solutions alternatives, nous identifions un blocage latent: elles ne sont pas étudiées et l'alternative « sans projet » n'est jamais exposée et aucune évolution n'a lieu (indicateurs 23 et 24, 2nd classe).

Enfin les indicateurs 25 et 26 montrent explicitement que le volet « mesures ERC » tend à devenir plus clair et transparent avec notamment une description de plus en plus détaillée de chaque mesure. Cependant, ce volet reste très faible dans les études d'impact actuelles : les méthodes de dimensionnement des mesures ne sont jamais basées sur le principe d'équivalence écologique et elles ne prennent jamais en compte les pertes intermédiaires potentielles dues au *time-lag* entre la perte due à l'impact du projet et le gain permis grâce à la compensation écologique (indicateurs 27 et 28 appartenant à la 2nd classe).

Enfin, bien qu'une évolution positive ait lieu concernant la définition de programme de suivi des mesures avec des indicateurs détaillés (indicateurs 30 et 31), la phase de suivi et d'évaluation des mesures reste à peine effleurée sachant que seulement 2 études prennent en compte la probabilité de succès des mesures (indicateur 29), 5 définissent clairement des indicateurs de suivi et ces indicateurs de suivi ne concernent que des mesures de compensation (indicateur 31) et enfin, seulement 2 donnent des informations sur la pérennité des mesures

(indicateur 32). Ces derniers éléments sont critiques pour l'évaluation de l'efficacité des mesures proposées car rien n'est clairement exposé pour garantir la plus-value écologique des mesures de compensation, et encore moins pour garantir l'efficacité des mesures d'évitement et de réduction.

Pour conclure, l'analyse de ces indicateurs donne des indices sur les évolutions passées, présentes et sur les potentialités pour le futur sur lesquelles nous revenons d'ailleurs en discussion générale (Partie 3). Cependant, cela ne permet d'évaluer que l'aboutissement d'un long processus de négociations entre divers acteurs : la réalisation de l'étude d'impact. De fait, ces évolutions « sur le papier » ont sans doute été accompagnées d'évolutions des parties prenantes, de leurs interactions et de leur organisation.

5.1.2. L'évolution des jeux d'acteurs

Le projet B, présenté en chapitre 4, s'inscrit dans un temps long (1990-2017) pendant lequel les évolutions réglementaires ont eu lieu. L'objectif de son étude est donc de compléter l'approche purement quantitative et basée sur le document d'étude d'impact par une analyse des acteurs et de leurs interrelations dans le cadre de l'élaboration d'un projet. En effet, l'étude du projet B a pour vocation d'apporter des éléments sur l'évolution des jeux d'acteurs au regard des évolutions réglementaires.

Le projet B de la ZAC « Ecoparc du bois de Mintageau » est initié dans les années 90 par un couple d'Américains avec l'idée de créer un nouveau Sophia Antipolis. Rapidement la société Eurosud constituée d'un architecte, d'un paysagiste, et d'un banquier reprend cette idée dans le but de créer une zone de haute technologie sur le Bois de Mintageau. Ainsi, la ZAC du Bois de Mintageau a initialement été créée par délibération du Conseil Municipal en 1993. Eurosud n'a cependant pas été en mesure de réaliser ce projet et a été mise en liquidation judiciaire (il ne reste de ce projet qu'un fossé sur un cercle de 150m de diamètre). En 2005, face à une démographie croissante et à la perte de la maîtrise publique du territoire, le Conseil Général du Gard prend conscience du potentiel économique du projet du Bois de Mintageau. Il décide de former un partenariat public avec la commune de Calvisson et la Communauté de communes de Sommières et crée le Syndicat Mixte du Bois de Mintageau (SMBM) qui devient maître d'ouvrage pour l'opération. Ils rachètent le foncier du Bois de Mintageau afin de créer l'Ecoparc correspondant au projet B actuel. La SEGARD, Société d'Économie Mixte du département du Gard, est sélectionnée pour réaliser l'assistance de la maîtrise d'ouvrage. C'est eux qui font le lien entre le syndicat mixte, maître d'ouvrage pour le projet et les bureaux d'études prestataires.

La zone de projet est constituée d'une alternance de formations arbustives (garrigue à Chênes kermès), de formations arborées (Chênes verts), de milieux ouverts et de pelouses à Brachypodes rameux. Ces différents milieux abritent de nombreuses espèces protégées comme le Léopard ocellé, le Busard cendré, le Psammodype d'Edward, la Diane, la Proserpine, etc.

Cependant, au départ aucune étude d'impact environnementale sur l'étude des milieux naturels n'est prévue pour le projet mis à part le dossier Loi sur l'eau. La SEGARD précise que « pour être très concret, avant 2009, personne ne faisait des inventaires naturalistes, personne n'envoyait des écologistes spécialisés » (Aménageur, SEGARD, 2017).

Entre 2009 et 2012, sur la période entre les lois Grenelle et le décret d'application de la réforme des études d'impact, les acteurs font part d'un grand bouleversement. Un membre des services de l'État déclare même que « en 10 ans en gros, il y a quand même eu un retournement de la situation » (Services de l'État, DDTM Gard service environnement, 2017). Ce renversement est perçu par le bureau d'études urbaniste, qui attribue un caractère récent à la mise en application de la loi par les services de l'État, et souligne l'émergence de contraintes de plus en plus strictes donnant aux bureaux d'études un rôle plus important.

« c'est assez marrant parce que les lois de protection de la nature sont anciennes mais la DREAL commence seulement à taper du poing depuis 5 cinq sur... ces aspects-là, [...] les services de l'État sont de plus en plus regardant sur ces aspects-là, donc c'est notamment les bureaux d'études environnementalistes ont de plus en plus de force, on est pas comment dire en guerre, mais donc c'est ces aspects là prennent de plus en plus de place, et on peut parfois avoir des discours nous-mêmes, et surtout les élus, les petites bêtes, il y en a ! Mais c'est vrai que, c'est assez curieux, il y eu toute une époque où rien n'existait, la nature était la quoi, ou on s'en contre fichait, maintenant on a un peu la pression du retour de bâton, » (Bureau d'études urbaniste, Agence Garcia-Diaz, 2017)

En effet, en 2009, l'évolution de la réglementation (les Grenelles de l'environnement en l'occurrence) se traduit par l'emploi par la SEGARD d'un bureau d'études naturalistes pour effectuer des inventaires de terrains, Lindinia (désormais fermé). Lindinia réalise des études fiables et complètes selon les propos recueillis auprès de l'ex-chargé de mission. Toutefois, la SEGARD n'apprécie pas la façon de travailler du bureau d'études (les raisons ne sont pas explicitées lors des entretiens) et décide, à la fin du contrat, de ne pas reconduire de travail avec ces derniers. La réforme des études d'impact étant imminente, et celle-ci visant à durcir plus encore les exigences réglementaires, la SEGARD décide d'approfondir l'étude naturaliste de l'étude d'impact.

En 2010, un nouvel appel d'offre est lancé pour l'emploi d'un second bureau d'études naturalistes. Le Cabinet Barbanson Environnement (CBE) est alors retenu. Ce bureau d'études a « très bonne réputation auprès de la DREAL » selon la SEGARD (Aménageur, SEGARD, 2017). Il a pour mission de compléter l'étude d'impact préalablement élaborée au regard des nouvelles exigences de l'État, notamment à travers une multiplication des inventaires de terrain effectués par 9 spécialistes sur une période de deux ans (2012 et 2013).

En parallèle, depuis les lois Grenelle qui réaffirment et organisent le « cadrage préalable » des projets tout en le laissant facultatif pour les maîtres d'ouvrage (Art. L122-1-2 CE), les services de l'État (DREAL et DDTM) se positionnent comme accompagnateurs pour conseiller et apporter une expertise de terrain en amont de l'instruction des dossiers afin d'améliorer leur contenu. Ce changement est conscient et explicite comme le témoignent les propos de l'agent du département Biodiversité de la DREAL LR :

Voilà donc en gros la stratégie elle est claire, c'est d'accompagner en amont une fois que le projet sait les milieux qu'il va impacter, pour l'améliorer avant qu'il soit déposé ... » (Services de l'État, DREAL LR dep. Biodiversité, 2017)

Poursuivant leur stratégie pour une amélioration progressive des pratiques à travers l'accompagnement des projets et afin de pouvoir augmenter en parallèle leur niveau d'exigence, la DREAL et la DDTM organisent des formations et groupes de travail avec les bureaux d'études naturalistes autour de la réalisation des études d'impact (diagnostics, méthodes de dimensionnement de la compensation, mesures ERC, etc.) auxquels le bureau

d'études CBE participe (Services de l'État : DDTM Gard service environnement, DREAL LR dep. Ae, 2017).

Dans cette dynamique, et après les premiers inventaires réalisés, courant 2012, le bureau d'études naturalistes préconise à la maîtrise d'ouvrage d'aller présenter le projet aux services de l'État (la DREAL en l'occurrence). Une réunion tripartite associant les services de l'État, le bureau d'études et le maître d'ouvrage est alors organisée. Cette première réunion est perçue comme un « accompagnement technique » ayant pour objectif une « validation informelle en amont » par l'agent de la DREAL (Services de l'État, DREAL LR dep. Biodiversité, 2017). Les membres du syndicat mixte, *i.e.*, les acteurs politiques de la maîtrise d'ouvrage, conçoivent cette rencontre plutôt comme une sanction. Ils emploient notamment les termes de « directives » et de « contraintes » pour qualifier les préconisations d'amélioration du projet sur le plan écologique données par le DREAL (Aménageur, département du Gard, 2017)

Lors de cette rencontre, la DREAL se positionne comme réticente à un projet si étendu (160 ha prévus initialement) sur une zone aussi naturelle et riche. La réduction de l'emprise du projet de 160 à 100 ha arrive alors comme une action « coup de poing » stratégique pour montrer que les choix des aménageurs vont dans le sens des volontés de l'État (Figure 21). Cette proposition du bureau d'études urbanistes aux aménageurs est explicitement plus stratégique que seulement basée sur des données écologiques et montre notamment que les aménageurs ne perdent pas de vue leur objectif premier, celui de concrétiser le projet.

Concrètement, ce projet est passé de 160 à 100 ha, d'une part parce que moi j'ai eu cette intention j'ai dit : « il faut qu'on fasse quelque chose dans le sens de la DREAL ». Parce que la DREAL nous avait alertés sur son désaccord sur un projet aussi étendu etc.. Concrètement ça s'est passé dans mon bureau entre Garcia-Diaz, j'ai dit : dans le projet il faut qu'on descende en dessous de la ligne électrique, c'est un geste fort, ça va être marquant notamment pour la DREAL, qui va dire oui ils ont fait un réel effort en termes d'aménagement. (Bureau d'études urbanistes, Agence Garcia-Diaz, 2017)

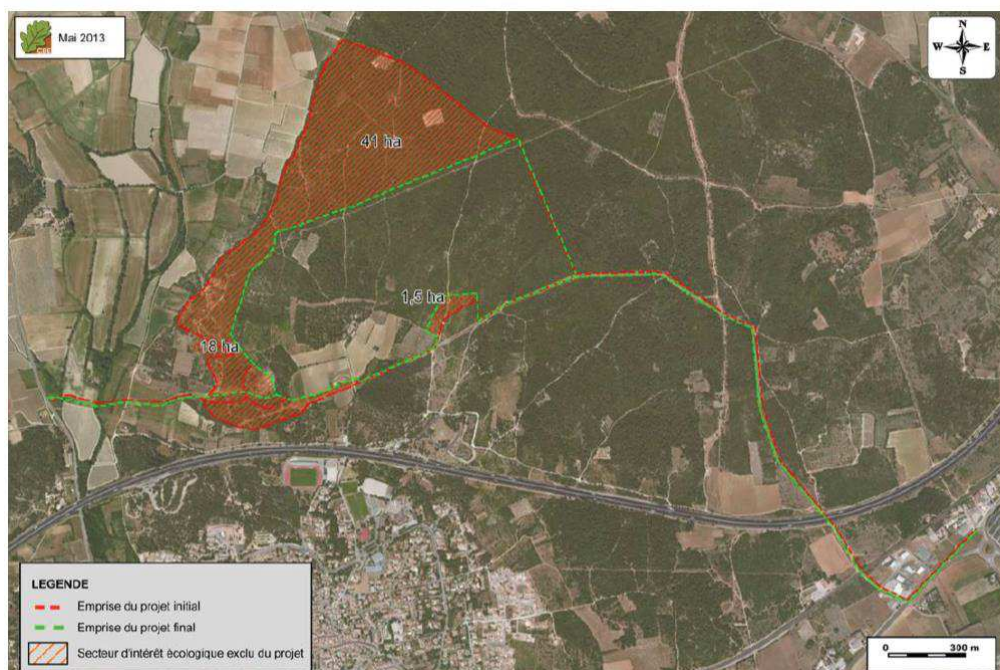


Figure 21 : Cartographie illustrant la zone retirée du périmètre de projet (Extrait de l'étude d'impact de la ZAC « Ecoparc du Bois de Minteau », 2013)

La zone rouge hachurée représente le « secteur d'intérêt écologique exclu du projet ».

Dans cette nouvelle dynamique, la SEGARD impulse de nouvelles rencontres avec les services de l'État et les bureaux d'études en 2012. Une sortie sur le terrain est d'ailleurs organisée avec la DDTM, la DREAL et le bureau d'études naturalistes pour visualiser concrètement les enjeux et les futurs impacts. Pour finir, ces réunions accompagnées des inventaires naturalistes supplémentaires du bureau d'études naturalistes font ressortir la nécessité d'élaborer un dossier de dérogation pour destruction d'espèces protégées ainsi que d'envisager la mise en œuvre de mesures de compensation sur une surface d'environ 100 ha.

Un nouveau jeu d'acteurs se met donc en place suite à ces dernières réglementations environnementales qui renforcent la préservation de la biodiversité en en faisant un facteur obligatoirement déterminant dans l'élaboration des projets d'aménagement (Figure 22). L'agencement et les stratégies des acteurs évoluent afin de mettre en place la démarche ERC et de satisfaire les intérêts de tous. Par exemple, l'objectif des services de l'État est de rehausser le niveau d'exigence écologique des dossiers. Grâce à un changement de posture, et en devenant « accompagnateurs », les services de l'État demandent à être impliqués en amont des procédures afin de faire peser leur voix lors de la définition du projet. Pour arriver à leurs fins, ils mettent en place des groupes de travail et des formations pour les bureaux d'études afin de leur inculquer la nouvelle démarche à suivre et les grandes lignes des nouvelles exigences. Les bureaux d'études se font une réputation en s'associant aux démarches de l'État et facilitent ainsi la transition vers de nouvelles pratiques en donnant la marche à suivre aux maîtres d'ouvrage pour qui ils sont missionnés (notamment en conseillant des réunions tripartites le plus en amont possible). Bien que la transition soit dure à accepter du côté du maître d'ouvrage, ils s'y conforment en allant dans le sens des services de l'État dans le but premier de faciliter l'instruction de leur dossier, et tout en restant dans la recherche d'un compromis à leur avantage. Finalement les négociations sont multipliées entre les acteurs de la maîtrise d'ouvrage, les bureaux d'études et les services de l'État et aboutissent à une redéfinition du projet en faveur de la réduction globale des impacts sur la biodiversité.

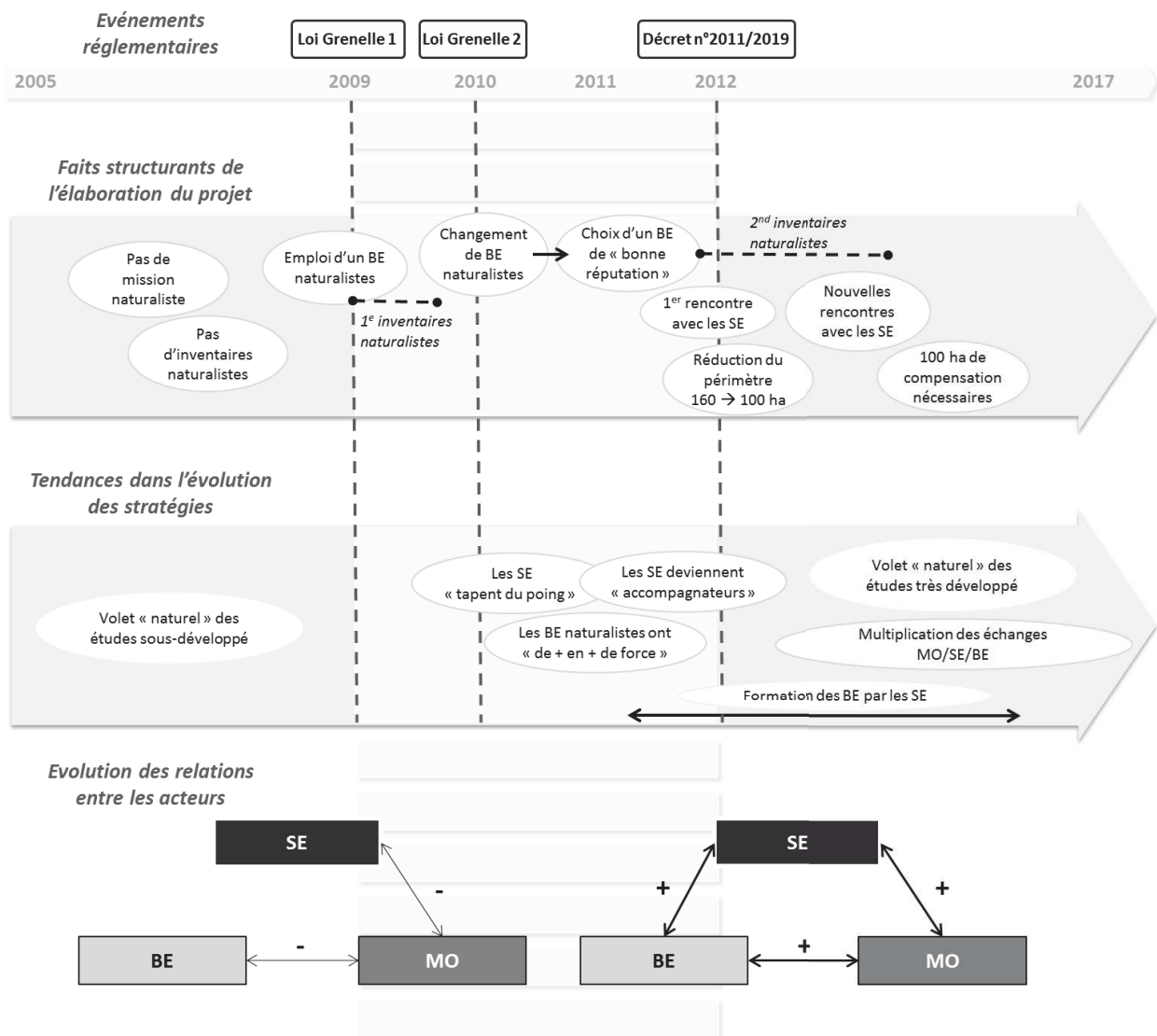


Figure 22 : Frises illustrant l'évolution dans l'organisation des acteurs en fonction des évolutions réglementaires, accompagnées de sociogrammes simples pour schématiser l'évolution du jeu d'acteur.

Concernant les sociogrammes : les flèches représentent les relations, l'épaisseur des flèches représente l'intensité des interactions et les plus et moins caractérisent l'affinité des relations (MO : Maître d'ouvrage ; SE : Services de l'État ; BE : Bureau d'études)

Ces résultats sont intéressants à mettre en évidence car ils illustrent les liens de cause à effet de la réglementation sur les stratégies des acteurs et, si on fait le lien entre les deux points de cette partie, on observe que ces évolutions des jeux d'acteurs se traduisent effectivement sur le papier à travers un contenu plus détaillé et complet des études d'impact.

5.2. L'étude d'impact : une échelle spatiale et temporelle d'aménagement du territoire partiellement adaptée

Nous avons pu mettre en évidence que les études d'impact prennent mieux en compte la biodiversité à travers notamment des inventaires plus complets, des données plus fiables et plus de précisions dans la définition des impacts ou la proposition de mesures pour contrebalancer les effets de ces impacts sur les milieux naturels. En outre, ces évolutions se traduisent aussi à travers une réorganisation des jeux d'acteurs. Ainsi, à l'échelle de la conception d'un projet individuel, certains éléments sont pris en compte et l'étude d'impact permet une réduction globale de l'impact. Des voies d'améliorations sont identifiables, cependant la marge d'évolution semble être limitée.

En effet, par sa logique d'échelle très localisée et de temporalité longue et incertaine inhérente à tout projet d'aménagement, un certain nombre de composantes de la biodiversité et de fonctions écologiques dépassent la rationalité de l'échelle « projet ». D'une part, les continuités écologiques (ou trames vertes et bleues) et les aires de distribution des populations d'espèces végétales et animales qui subissent aussi les effets de la fragmentation par l'accumulation d'opérations individuelles sont des exemples par excellence d'une échelle spatiale de projet trop limitée. D'autre part, le défaut fréquent de la phase d'évitement et notamment de la recherche de solutions alternatives de moindre impact peut être un exemple de non adaptation de la temporalité de la démarche d'étude d'impact à l'application de la séquence ERC dans le cadre d'un projet d'aménagement.

Ces exemples sont exposés ci-dessous à la lumière des résultats de notre analyse qualitative et quantitative des 42 études d'impact.

5.2.1. L'exemple de la trame verte et bleue

La dynamique des populations d'espèces et la colonisation de nouveaux sites sont des paramètres essentiels à la subsistance d'une espèce sur un territoire (Hanski, 1999), mise à mal par les changements climatiques (Parmesan, 2006). De plus, la perte et la fragmentation des habitats naturels par la réduction de la surface et des effectifs qu'elles induisent sont responsables d'une perte accrue de biodiversité (Fahrig, 2003; Newmark, 1995; Noss *et al.*, 2002). Ainsi, il est reconnu que les continuités écologiques sont des composantes essentielles pour le maintien de la biodiversité et sont donc à prendre en compte dans l'aménagement du territoire.

L'analyse de notre pool de projets montre que la trame verte et bleue (TVB) est bien étudiée au niveau local dans l'état initial de l'environnement (25/42 études d'impact, soit près de 60% des cas), c'est-à-dire qu'un diagnostic relevant les continuités écologiques de type « alignements d'arbres » ou continuités de milieux ouverts, de milieux forestiers ou humides est réalisé sur la zone de projet. Cependant, alors qu'au total 25 études mentionnent les connectivités écologiques locales dans leur état initial et que parmi ces 25, 20 identifient effectivement des connectivités écologiques au sein de leur zone d'étude, seulement 5 prennent en compte ces impacts dans le dimensionnement des mesures ERC par la suite (Tableau 6). En parallèle, on remarque que les continuités écologiques sont très peu étudiées au niveau régional (*i.e.*, à une

échelle spatiale supérieure qui va au-delà de l'emprise du projet ou sa zone d'étude) : seulement 7 études d'impact étudient ce sujet.

Donc les continuités écologiques locales sont fréquemment mentionnées mais peu prises en compte dans le cadre des mesures ERC proposées, et les continuités écologiques régionales sont peu étudiées. De plus, il n'y a que très peu d'amélioration de leur prise en compte suite à la loi et à son décret malgré le fait que ce critère y soit explicitement mentionné.

La logique d'échelle très localisée de l'étude d'impact, associée au manque de connaissances concernant les continuités écologiques, peut être à l'origine de ces limites car elle ne permet pas de capter la logique de ce concept écologique adapté à une large échelle spatiale.

5.2.2. L'exemple de l'étude des impacts cumulés

L'analyse des impacts cumulés implique de prendre en compte les effets négatifs des projets passés, présents et futurs qui sont (ou seront) à une distance écologiquement pertinente dans les effets d'un projet donné (la distance dépend des milieux, espèces et processus en jeu). L'objectif de leur analyse est double :

- vérifier le caractère acceptable de l'impact supplémentaire sur la biodiversité causé par le projet au regard de l'impact des autres projets environnants ;
- prendre en compte ce type d'impact dans le calibrage des mesures ERC proposées.

Cependant, dans le même registre que l'étude des continuités écologiques, on observe que dans 60% des études d'impact, les impacts cumulés ne sont pas mentionnés. On s'aperçoit aussi que malgré les 17 réponses positives à l'indicateur sur la mention des impacts cumulés potentiels, seulement 12 les analysent vraiment (espèce par espèce et/ou habitat par habitat), 9 identifient des cumuls manifestes en lien avec le projet et finalement, seulement 2 études prennent en compte les impacts cumulés dans le dimensionnement des mesures qu'elles proposent (Tableau 6). Par conséquent, dans la grande majorité des cas, les objectifs assignés à l'analyse des impacts cumulés ne sont pas remplis.

En parallèle, l'analyse des espèces affectées par chacun des projets nous permet d'émettre l'hypothèse d'une quantité d'impacts cumulés nettement supérieure à celle annoncée. Par exemple, sur notre territoire d'étude, 37 espèces remarquables sont affectées par 2 ou 3 projets et 41 autres espèces remarquables sont touchées par plus de 3 projets (cf. Article [1] pour plus de détails).

Ces résultats témoignent d'un problème de prise en compte des effets cumulés des projets. Nous supposons qu'encore une fois l'échelle spatiale d'approche *via* l'étude d'impact est une échelle peu adaptée pour cela. En effet, l'articulation des projets sur le territoire est complexe et la problématique des impacts cumulés est sensible tant en matière d'évaluation écologique que de responsabilité des maîtres d'ouvrage pour ces impacts. Sur le plan écologique il est complexe d'avoir des données suffisantes (faute de temps et de moyens) et des compétences en écologie adéquates (compétences statistiques et de modélisation qui vont au-delà des compétences des bureaux d'études) pour déterminer les populations d'espèces et leur étendue pour chacune des espèces affectées par exemple.

Tableau 6 : De la mention à la prise en compte des impacts cumulés et des connectivités écologiques locales

Nombre d'études d'impact ...	
(42)	Total
Impacts cumulés	
(17)	Mentionnent les impacts cumulés sur la biodiversité
(12)	Analysent les impacts cumulés sur la biodiversité
(9)	Trouvent que le projet cause des impacts cumulés
(2)	Prennent en compte les impacts cumulés dans le dimensionnement des mesures proposées
Connectivités écologiques	
(25)	Mentionnent les connectivités écologiques dans l'analyse écologique de la zone
(20)	Notent qu'il existe des connectivités écologiques au sein du projet
(5)	Prennent en compte les impacts sur les connectivités dans les mesures proposées

5.2.3. L'exemple de la phase d'évitement

L'étape d'évitement est la plus importante et la plus fiable à appliquer pour espérer atteindre l'objectif de>NNL.

Comme le relèvent de façon générale Phalan *et al.* (2017), nos résultats illustrent empiriquement la transgression actuelle de la phase d'évitement à deux niveaux : 1) au niveau de la justification d'absence de solutions alternatives en amont de la définition du projet et 2) au niveau de la proposition de mesures ERC une fois le projet arrêté.

En termes de justifications des solutions alternatives par rapport à des critères écologiques (opportunité du projet, localisation ...), les études d'impact sont très faibles : seulement 4 études d'impact sur 42 (soit moins de 10%) font une analyse (brève) à ce sujet. De plus, à une exception près, aucune étude ne considère la solution « sans projet ». Toutes les autres études d'impact ont une partie d'analyse des solutions alternatives, mais les arguments développés servent la justification du projet en question sans analyser d'autres solutions, et se basent exclusivement sur des données socio-économiques (principalement sur la création d'emplois).

Concernant les mesures ERC, bien que 14% des mesures proposées dans les études d'impact soient de l'évitement (soit 50 sur 358), on s'aperçoit que 1,4% concernent réellement de l'évitement en engendrant une suppression totale d'un impact donné (soit 5 mesures sur 358). Ces quelques mesures concernent finalement 5 études sur les 42, et sont toutes basées sur la réduction de l'emprise du projet *via* une réduction stricte ou juste une réduction de la superficie des aménagements paysagers.

Ces deux points mettent en lumière une difficulté apparente pour l'application de la première phase de la séquence ERC, l'évitement. Nous pouvons émettre l'hypothèse que cette difficulté est liée à un déphasage entre la temporalité de conception de projet et la conception de l'étude d'impact dans laquelle est déroulée la séquence ERC. Les opérations d'aménagement ont une temporalité très longue (temps politique, temps réglementaire), de multiples incertitudes leur sont inhérentes et font évoluer le projet de façon itérative tout au long des phases préalables. Dans ce contexte tâtonnant et lent des phases préalables, l'étude d'impact arrive tard et les premières réflexions plus politiques et économiques de choix du projet sont déjà lointaines.

Finally, the opportunity of the project and its location are already decided when the impact study arrives. Avoidance does not find its place at the margin.

Beyond temporal and spatial scales, we can also question certain functional levels to explain the limits of the effectiveness of the ERC instrument today.

5.3. De la loi à sa mise en œuvre : un décalage dans les niveaux fonctionnels institutionnels

We saw in the first chapter that the regulatory framework of the ERC sequence relies heavily on soft law, in contrast with hard law. While hard law brings concepts and principles that are opposable, soft law only recommends and suggests. The French context is ambiguous because in practice, without other references and references, soft law and notably the ERC doctrine accompanied by ERC guidelines has a large prescriptive and normative scope. However, practice deviates, and this may depend on biodiversity. In this part, we focus on two examples to illustrate the gap between regulation and implementation :

- 1) the heterogeneity in the use of terms avoid, reduce, compensate and accompany in impact studies (result of the analysis of 42 impact studies) ;
- 2) the construction at the local level of the biodiversity objective in the framework of the elaboration of a project (result of the analysis of the actors' game of the project A).

We describe the gap in question, then we question it on what it entails in terms of effectiveness of the ERC sequence and on the causes at the origin of this gap between the rule and its implementation.

5.3.1. L'exemple des confusions sémantiques

The quantitative and qualitative analysis of the measures proposed in our pool of impact studies has naturally led us to a new limit for the application of the ERC sequence. In fact, when we reclassified all the measures in each of the impact studies to classify them as avoidance, reduction, compensation or accompaniment, we were confronted with classification problems. Often the measures were proposed according to definitions that did not correspond to the reference definitions which are those of the ERC doctrine (cf. Table 1).

Thus, we first classified each measure according to the way it is defined by the authors of the impact study (avoidance, reduction, compensation, accompaniment, followed by « non qualified »), then reclassified according to the normative definitions given by the ERC doctrine (Table 1 ; MEDDE, 2012). Rules of reclassification have been fixed to be able to proceed in a systematic way as follows :

- If the measure completely eliminates the impact, whether direct, indirect, temporary or permanent, on the target (species, habitat...), it can be considered as

l'évitement. Par exemple, la modification de l'emprise d'un projet pour éviter l'intégralité de ses impacts sur une station de flore à enjeux est une mesure d'évitement géographique. De l'évitement technique ou de choix d'opportunité peut aussi être proposé.

- Si la mesure supprime en partie l'impact, c'est une mesure de réduction. Par exemple, si la station de flore à enjeux n'est pas retirée du projet mais qu'elle est intégrée au projet en étant maintenue sur le site, alors c'est une mesure de réduction : la station est maintenue mais de multiples effets négatifs inhérents au futur projet qui se développera autour affecteront la population en question. Une autre mesure de réduction peut être l'installation de nichoirs sur le site de projet destinés à des espèces d'oiseaux touchées par ce dernier.
- Si la mesure résulte en une plus-value écologique équivalente à la perte engendrée par le projet, alors elle peut être considérée comme une mesure de compensation. Par exemple, il semblerait que la mise en œuvre d'une mesure « sur site de projet » relève plutôt d'un amoindrissement de l'impact résiduel (mesure de réduction) que d'une véritable contrepartie correspondant à de la compensation. En revanche, une mesure de compensation pourrait être la restauration écologique d'un habitat naturel sur un site naturel distinct du site de projet dans l'objectif que des populations d'espèces affectées s'y redéployent.
- Une mesure d'accompagnement a pour objectif d'améliorer l'efficacité ou donner des garanties supplémentaires aux mesures compensatoires.

Cette étude fait l'objet d'un article à part entière : l'article [3].

Les résultats montrent que pour les 42 études qui proposent un total de 358 mesures, le défaut d'interprétation s'élève à 60% pour finalement 90% de mesures de réduction après reclassification (Figure 23). Autrement dit, dans 2/3 des cas les mesures proposées dans les études d'impact ne correspondent pas aux définitions de la doctrine. Sachant que 21 des 42 études ont été soumises aux services instructeurs avant la publication de la doctrine (mai 2012), on pourrait s'attendre à ce que les confusions se concentrent sur ces plus anciennes études. Cependant, bien que deux fois plus de mesures soient proposées dans les études post-mai 2012, l'analyse montre que l'hétérogénéité d'interprétation se maintient dans le temps : la publication des définitions de la doctrine ERC n'a donc pas eu d'effet significatif.

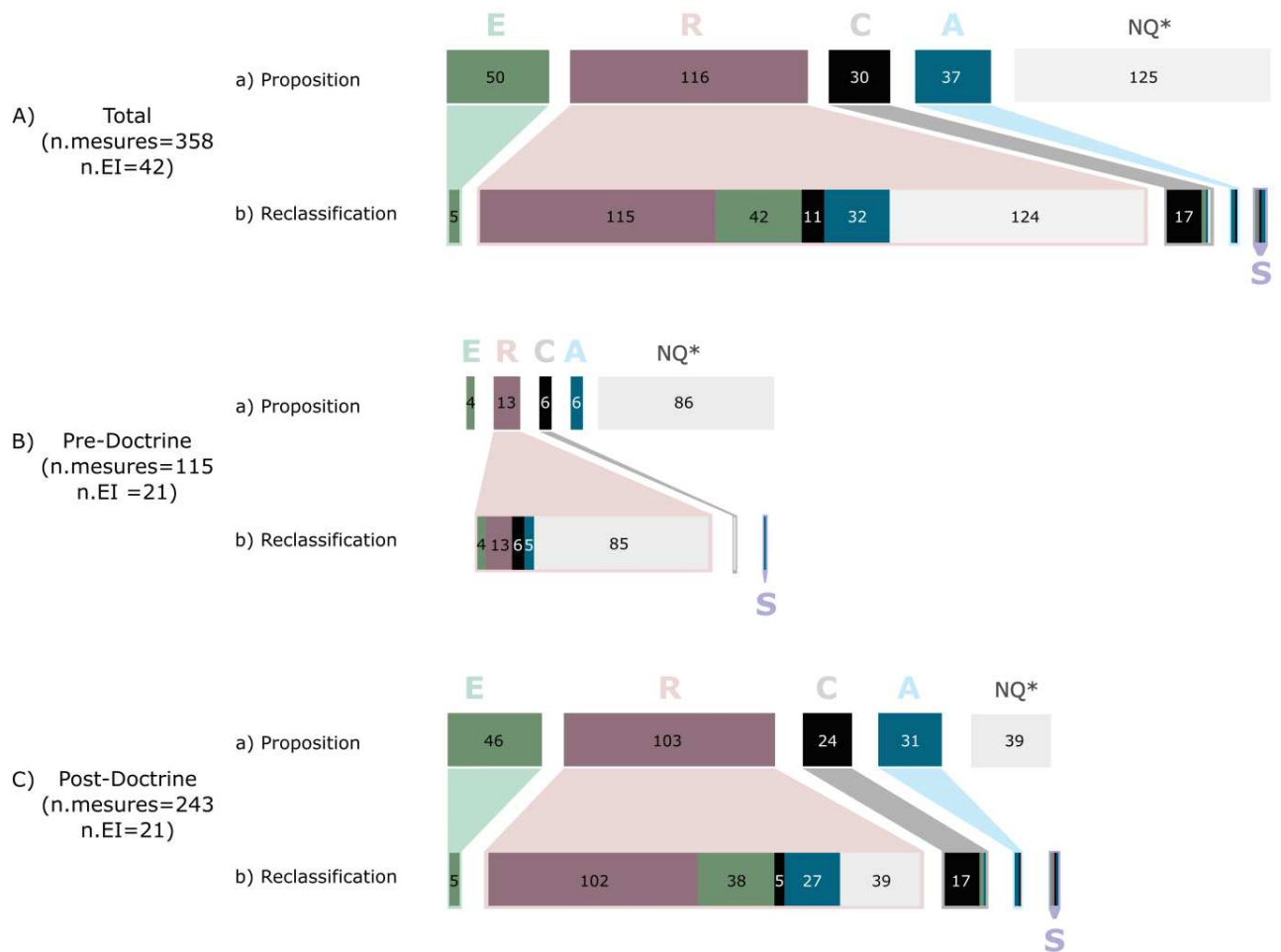


Figure 23 : Détail du nombre de mesures E, R, C et d'accompagnement étudiées, Extrait de l'Article [3]

a) mesures proposées dans les études d'impact, et b) mesures reclassées selon les définitions de la doctrine ERC - A) dans toutes les études d'impact, B) dans les 21 études Pré-Doctrine, C) dans les 21 études Post-Doctrine. Mesures : E = Eviter, R = Réduire, C = Compenser, A = Accompagnement, S = Suivi, NQ = «Non qualifiées » (i.e., non définies comme appartenant à un type de mesure spécifique dans l'étude d'impact).

Cette hétérogénéité d'interprétation notée dans ce premier point semble se faire au détriment de l'efficacité écologique de la séquence ERC, notamment par l'absence récurrente de véritables mesures d'évitement ou de compensation ou encore par l'absence d'assurance pour la réussite des mesures de réduction qui constituent 90% des mesures proposées après reclassification (quand il est proposé, le suivi concerne exclusivement les mesures de compensation; Article [1]).

On peut alors se demander pourquoi règne un tel écart entre la doctrine ERC et la pratique d'ERC dans les études d'impact.

La première hypothèse a trait aux définitions : les définitions ne sont-elles pas trop ambiguës ? L'analyse du contenu des mesures proposées au regard des définitions de la doctrine témoigne principalement d'ambiguïtés entre l'évitement et la réduction, entre la réduction et la

compensation et concernant les mesures d'accompagnement (Article [3]). Cependant, beaucoup de défauts d'interprétation très « grossiers » ne peuvent reposer sur le flou des définitions. Par exemple, parler d'évitement au lieu de réduction pour une mesure de « plantation d'essences locales » ou pour une mesure de « sensibilisation du personnel de chantier » semble être une erreur grossière de qualification des mesures. Cette hypothèse peut donc justifier une partie des défauts d'interprétation, mais certainement pas tous.

La seconde hypothèse sur la mise en place de stratégies liées à des considérations pratiques peut alors émerger. En effet, il est plus aisé pour le maître d'ouvrage de s'engager sur des mesures de réduction que d'évitement et de compensation. Les mesures de réduction sont majoritairement peu coûteuses et moins contraignantes que les mesures d'évitement qui peuvent nécessiter fréquemment une modification de l'emprise du projet engendrant une diminution de sa surface cessible (surface utile des bureaux) dans le cas d'une zone d'activité économique par exemple, et donc un amenuisement du revenu résultant de la vente des lots par le maître d'ouvrage à l'issue de l'opération. La réduction diffère aussi de la compensation car cette dernière est soumise à une obligation de moyen (et une obligation de résultat depuis la loi Biodiversité de 2016) et elle requiert un engagement du maître d'ouvrage sur le long terme (plusieurs décennies) qui lui est difficile d'appréhender. De plus, éviter et compenser sont des mesures qui nécessitent dans la plupart des cas de trouver et d'étudier d'autres sites sur le territoire, ce qui complexifie le processus d'aménagement, interfère avec différents intérêts économiques et politiques et nécessite plus d'argent et de temps. Le choix de mettre en place des mesures d'évitement ou de compensation n'est donc pas anodin pour le maître d'ouvrage, et les ambiguïtés dans les définitions peuvent laisser une certaine marge de manœuvre dans l'interprétation pour contourner des problèmes opérationnels pratiques et/ou économiques liés à ces deux types de mesures.

5.3.2. L'exemple de la construction locale de l'objet « biodiversité »

L'analyse du contenu des 42 études d'impact échantillonnées montre que l'étude des milieux naturels s'arrête à des éléments très segmentés, sans recherche d'un examen plus approfondi du fonctionnement écologique de la zone comme l'étude des dynamiques écologiques des populations, des interrelations entre composantes de la biodiversité ou des processus écologiques. De plus, comme le notent déjà Guillet et Semal (2018) et Regnery *et al.* (2013a) pour les dossiers de dérogation pour destruction d'espèces protégées, ou encore Gontier *et al.* (2006) et Khera & Kumar (2010) pour les études d'impact d'autres pays, une fois l'état initial finalisé, seulement quelques éléments « remarquables » de la biodiversité sont retenus pour l'évaluation des impacts et donc la proposition de mesures. C'est ce point-là que nous approfondissons ici à travers l'analyse des mécanismes sociologiques à la base des choix de simplification de la nature qui mènent à la construction de l'objet « biodiversité » pris en compte dans les études d'impact.

En effet, à l'instar de nos observations issues des études d'impact, l'analyse des jeux d'acteurs du projet A – la ZAC « Charles Martel deuxième extension » – témoigne d'une nette focalisation de l'attention sur les espèces à enjeux. L'objectif est de mieux comprendre comment les acteurs sont amenés à se focaliser sur les espèces à enjeux alors que la réglementation sur les études d'impact donne une définition bien plus large de la biodiversité puisqu'elle note que l'étude d'impact doit porter sur « la population, la faune et la flore, les sites et paysages, les biens matériels, les continuités écologiques, les équilibres biologiques, le patrimoine culturel et

archéologique, le sol, l'eau, l'air, le bruit, les espaces naturels, agricoles, forestiers, maritimes ou de loisirs, ainsi que les interrelations entre ces éléments » (décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011). Ainsi, même si la biodiversité n'est pas encore définie en tant que telle (il faut attendre la loi Biodiversité de 2016 pour cela), elle doit comprendre au moins la faune, la flore, les continuités écologiques, les sites et paysages, les espaces naturels ainsi que les interrelations entre ces éléments.

Tout d'abord, dans la démarche d'étude d'impact, la nature est décrite à travers des inventaires. Ces derniers sont transformés en données grâce à leur numérisation et à la constitution d'une base de données. La base de données permet ensuite de fixer un cadre de référence pour légitimer l'action publique (Arpin et al., 2015). Les inventaires sont d'ordre naturalistes (reconnaissance des espèces) et taxonomiques (classification selon l'espèce, le règne, etc.) mais plus concrètement, ce sont de très longues listes figées d'espèces et d'habitats naturels. Ces inventaires sont réalisés par les écologues spécialistes du bureau d'études naturalistes prestataire du maître d'ouvrage, *via* des visites de terrain répétées aux saisons favorables aux différents groupes d'espèces. Les méthodes d'inventaires varient selon les groupes d'espèces étudiés. Elles consistent en des contacts auditifs et/ou visuels avec l'avifaune, des contacts visuels avec l'entomofaune, les amphibiens, les reptiles, la flore, etc., de l'observation et une écoute permise grâce à des détecteurs d'ultrasons pour les chiroptères. Les habitats naturels sont aussi décrits à travers l'étude de la flore et des unités écologiques présentes. Tout ceci est mené à travers un parcours aléatoire de la zone de projet et une prospection accentuée sur les zones connues par les experts comme étant les plus propices pour l'espèce ou groupes d'espèces attendues. Une fois les inventaires de terrain réalisés et toutes les espèces et habitats répertoriés et listés, ils sont hiérarchisés car ils ne se valent pas en termes d'enjeux de conservation. Selon les bureaux d'études qui ont pour mission première de déterminer les enjeux écologiques sur les zones de projet, cette priorisation est nécessaire pour pouvoir prendre des décisions sur des actions ciblées, et elle se fait sur le critère du statut remarquable ou non de l'espèce ou de l'habitat.

« Enfin si on a pas une priorisation, et bien en on arrive pas à prendre une décision. J'attends quelqu'un qui me dise, 'il faut sacrifier l'espèce prioritaire pour préserver le truc ordinaire !'. Ça personne ne l'a jamais dit pour le coup ! On pourrait, mais bon ... (rire) » (Bureau d'études naturalistes, Biotope, 2016)

Pour les habitats naturels la priorisation se fait de façon binaire sachant qu'il existe au niveau européen un référentiel des habitats d'intérêt communautaire développé dans le cadre de la politique Natura 2000. Pour les espèces faune-flore, une première analyse binaire permet de différencier les espèces communes des espèces à enjeux (même très faible). En effet, contrairement aux espèces à enjeux, souvent les espèces communes ne figurent pas sur les listes européennes, nationales ou régionales, ne sont pas des espèces déterminantes ZNIEFF et ne sont pas rares ou en cours de régression au niveau local. Bien qu'elles relèvent d'un enjeu majeur de préservation de la biodiversité (Couvét, 2012), dans la démarche d'étude d'impact, la majorité des espèces communes sont mises de côté pour l'analyse, et seules les espèces à enjeux sont considérées explicitement. Pour les espèces à enjeux, la définition du niveau d'enjeu est paradoxale car les référentiels européens ou nationaux ne sont pas toujours adaptés à l'échelle locale des projets. Par conséquent il est défini au niveau local (régional et infra) et au cas par cas. Les bureaux d'études développent pour cela une expertise à ce sujet afin d'exercer pleinement leur mission.

« [la définition de la liste des espèces protégées] c'est en fonction de tendances des espèces au niveau européen qu'on a mis ou non ces espèces en annexe 1 ou en annexe 2 selon quelle directive. Vous pouvez

avoir des espèces qui n'y sont pas, par exemple comme on disait le lézard ocellé donc c'est un enjeu fort à très fort mais il n'est pas dans la directive, enfin pas dans l'annexe 2 de la directive habitat. Ou au contraire vous avez des espèces comme au niveau des oiseaux vous avez l'alouette lulu qui est mise en annexe 1 mais nous c'est une espèce qui est commune en région. Donc on lui met un enjeu faible au final, donc ça donne quand même un certain niveau de patrimonialité à une espèce mais c'est très loin d'être représentatif de notre patrimonialité à échelle plus petite. » (Bureau d'études naturalistes, Cabinet Barbanson Environnement, 2016)

Constatant les hétérogénéités au sein de la région⁴⁵, le département Biodiversité de la DREAL LR, développe sur la base du volontariat et avec l'appui des experts scientifiques du CSRPN (Conseil scientifique régional du patrimoine naturel) (DREAL, 2013a, 2013b) une méthode rigoureuse pour mieux cadrer l'action locale (cadrage qui n'est clair dans la loi, la loi ayant une approche plus binaire protégé/pas protégé).

Ainsi, une priorisation à l'échelle locale se met en place à deux niveaux complémentaires :

- Via une méthode régionale développée par des services déconcentrés de l'État (DREAL) pour normaliser la façon dont la nature est prise en compte dans chacun des projets individuels.
- Via un « dire d'expert » local porté et assumé par les bureaux d'études naturalistes qui se basent sur l'analyse de ce que représentent les populations faunes/flores affectées par rapport aux populations globales (régionales, nationales, européennes, mondiales) pour définir leur niveau d'enjeux face à un impact précisément identifié. Ils utilisent pour cela la hiérarchisation régionale comme base et la précisent en fonction du contexte local de chacun des projets sur lesquels ils travaillent.

Dans cette approche hiérarchisante des espèces au niveau local, les acteurs se mettent implicitement d'accord sur un niveau de « patrimonialité » associé à chacune des espèces. L'interprétation de cette notion, non décrite au niveau réglementaire, se construit à travers le dire d'expert des bureaux d'études et en lien avec les éléments arrêtés au niveau régional. La définition reste cependant peu claire et officieuse.

Donc afin de répondre à l'impératif scientifique nécessaire pour crédibiliser et légitimer son action environnementale (Granjou & Mauz, 2007), le bureau d'études naturalistes se positionne en expert et agit comme producteur neutre de données scientifiques. Cependant, cette posture implicite ne semble pas être en phase avec ses pratiques. En effet, pour réaliser le volet naturel de l'étude d'impact, le bureau d'études se repose sur des concepts d'écologie scientifique (*e.g.*, habitat fonctionnel, fonction écologique, niche écologique) mais n'adopte pas pour autant une démarche méthodologique et analytique scientifique. Par exemple, la hiérarchisation des enjeux pour chaque espèce se fait à dire d'expert grâce à l'agrégation de différentes informations et à leur connaissance empirique des milieux naturels et les

⁴⁵ Extrait de la note méthodologique sur la méthode de hiérarchisation rédigée par la DREAL – paragraphe sur l'origine de cette méthode : « *La DREAL et les services de l'État doivent quotidiennement évaluer des études d'impact, des demandes de dérogation et diverses évaluations de projets impliquant des espèces protégées. Confrontés à des évaluations variables des enjeux de conservation liés à ces espèces, les services de l'État doivent se forger une opinion propre et indépendante des bureaux d'études et maîtres d'ouvrage.* » (DREAL, 2013a)

inventaires de terrain ne sont pas basés sur un plan d'échantillonnage pertinent permettant de pallier le biais d'observation.

En outre, l'analyse des milieux naturels se fait, de façon compartimentée, à travers l'entrée exiguë de l'échelon de l'organisation du vivant « espèce », et plus précisément quelques espèces patrimoniales et à enjeux, en partie déconnectée du reste (les populations, les habitats, les dynamiques, les écosystèmes, les chaînes trophiques, etc. ; Figure 24). Ceci a déjà été associé au résultat d'un processus historique de structuration des sciences de la conservation et notamment de la biologie de la conservation en lien avec les progrès de la génétique et de la dynamique des populations (Devictor, 2015). Toutefois, bien qu'obligatoire pour pouvoir négocier autour de l'élaboration du projet entre acteurs aux connaissances et intérêts très variés, cette approche compartimentée fait fi d'une grande partie des éléments de nature affectés à travers une forte simplification de ce qu'est la nature. D'après Arpin *et al.* (2015), elle porte ainsi une vision très instrumentale du vivant en ayant pour fin unique de servir un projet d'urbanisation. Ceci s'ajoute à une étude de la nature « biologique » indépendamment de la nature « abiotique » (ou physico-chimique), ce qui va à l'encontre du principe de base de l'écologie qui a pour objectif d'étudier les relations des organismes avec le monde environnant (Haeckel, 1866). Les choix de simplification se font implicitement et de façon itérative entre les services de l'État, les bureaux d'études naturalistes et les experts.

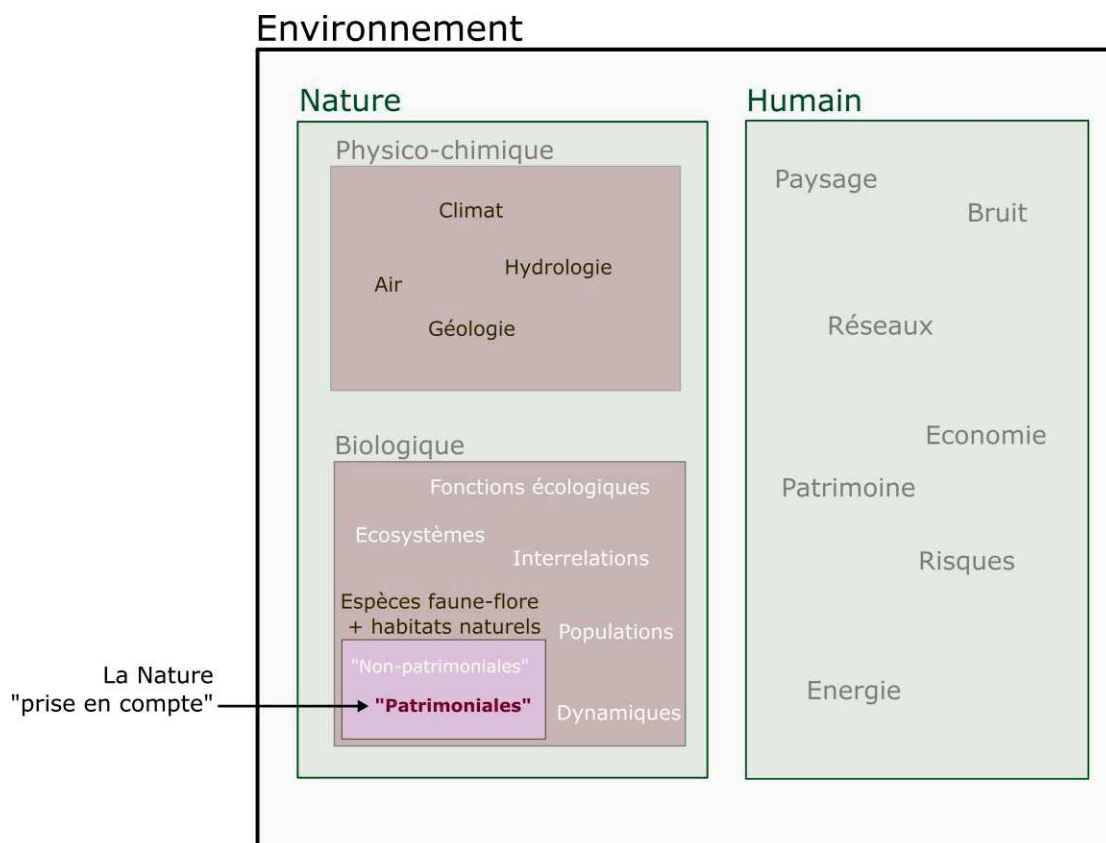


Figure 24 : Représentation de l'environnement et de ses composantes tels qu'ils sont compartimentés au sein d'une étude d'impact

La police blanche représente les composantes non étudiées dans l'étude d'impact.

Le bon fonctionnement du système global repose finalement sur cette requalification locale de la nature. Cette dernière illustre une dissonance dans l'échelle fonctionnelle du savoir entre les paradigmes scientifiques qui nourrissent la politique et la mise en œuvre des politiques au niveau local où les concepts sont remodelés/ajustés pour être opérationnalisés.

Cette dissonance semble se faire au détriment de l'efficacité de la séquence ERC qui ne recouvre ainsi qu'une infime partie de la biodiversité dans le dimensionnement de ses mesures. Moreno-Mateos *et al.* (2015) reviennent sur cette limite en relevant tout ce qui n'est pas compensé car pas mesuré, et donc concluent sur la perte nette de biodiversité inévitable qui y est associée.

Finalement, cette analyse illustre que le niveau local est une échelle privilégiée pour négocier, s'arranger, faire des accords, qui aboutissent sur un système propre de régularité, une doctrine locale ajustée au territoire (Lascoumes, 1990). Cependant, sous couvert d'un impératif scientifique prégnant mais pas toujours justifié, la doctrine locale résultante doit être étudiée, explicitée et peut être remise en cause dès lors qu'elle peut restreindre l'efficacité écologique de la séquence ERC.

Dans la partie qui suit nous nous attachons à mieux comprendre les mécanismes sociologiques qui opèrent tout au long de l'élaboration d'un projet d'aménagement dans le but d'identifier comment et à quel point les parties prenantes, leurs pratiques, leurs relations et leurs problèmes influent sur la mise en œuvre et l'efficacité de la séquence ERC.

5.4. L'élaboration de l'étude d'impact : une arène de négociations entre acteurs à la recherche d'un compromis

Comme nous l'avons déjà introduit en Chapitre 1, dans le processus de mise en œuvre de la séquence ERC où l'élaboration de l'étude d'impact est centrale, les acteurs aux origines diverses interagissent pour s'accorder autour d'un projet alliant les volontés politiques, les contraintes économiques et la prise en compte des milieux naturels. Ce sont ces interactions entre individus et leurs résultats que nous nous attachons à étudier pour évaluer comment les jeux d'acteurs influent sur la façon dont la séquence ERC est appliquée et donc sur la façon dont la biodiversité permet ou ne permet pas de requalifier le projet.

Dans cette partie, nous nous concentrons sur l'analyse de quatre séquences phares issues de l'analyse sociologique faite dans le cadre de l'élaboration du projet A – la ZAC « Charles Martel deuxième extension » – présenté dans le Chapitre 4.

Les séquences correspondent à : 1) la définition de l'utilité publique du projet, 2) le déroulement de la séquence ERC au sein de l'étude d'impact, 3) l'instruction du dossier par les services de l'État et 4) l'intervention du public dans le processus d'aménagement.

5.4.1. La construction de l'utilité d'un projet par les acteurs porteurs des intérêts politico-économiques

L'utilité publique doit reposer sur 3 critères : l'opportunité du projet, la nécessité d'expropriation et le bilan coût/avantage du projet (Ministère de l'intérieur, 2015). C'est le bureau d'études urbanistes engagé par le maître d'ouvrage qui rédige cette partie dans l'étude d'impact sur la base des éléments fournis par le maître d'ouvrage, Montpellier Méditerranée Métropole (3M) en l'occurrence. Dans le cadre du projet A qui vise à créer une zone d'activité économique, les arguments pour définir l'utilité du projet portent tout d'abord sur la nécessité d'implanter des entreprises sur le territoire pour créer de l'emploi. Cet argument est peu étayé, il n'est pas accompagné de données pour justifier et illustrer ce besoin et il provient d'une étude réalisée en interne et non diffusée : le schéma d'accueil des entreprises de la Métropole de Montpellier. D'après le maître d'ouvrage, cette étude témoigne d'un déficit très important d'offre et quantifie un besoin d'environ 15ha/an en activité sur son territoire. Le deuxième point de l'argumentation porte sur la compatibilité du projet avec les zonages et les orientations stratégiques des documents d'urbanisme. Ces documents sont le SCoT de la Métropole de Montpellier et le PLU de la commune de Villeneuve-lès-Maguelone, concernée par le projet. Comme le demande la réglementation, ils ont poursuivi une démarche de développement durable dans leur élaboration. La zone de projet est pointée comme une zone stratégique pour le développement de l'activité économique dans le SCOT de 2006 élaboré et porté par la Métropole. Concernant la compatibilité avec le PLU communal, en décembre 2009, la commune engage une double révision simplifiée du PLU dont l'une concerne l'« extension de la zone d'activités du Larzat », zone d'activité juxtaposée au projet A⁴⁴. L'objectif est de rendre les parcelles réglementairement urbanisables en remplaçant le zonage actuel « naturel » (N) des parcelles en un zonage « à urbaniser » (AU). En comparaison à une révision « complète », la procédure de révision simplifiée permet de modifier le PLU sur quelques parcelles (notamment quand il s'agit de réduire une zone agricole ou naturelle) rapidement et à faible coût d'investissement pour les agents de la mairie. Elle donne lieu à un examen des personnes publiques associées et au montage d'un dossier composé d'éléments d'explication des modifications envisagées. Bien qu'une enquête publique ne soit pas nécessaire pour cette procédure, une concertation avec la population est requise. Elle consiste en quelques réunions publiques et s'apparente donc plutôt à une procédure de simple information du public, qu'à une réelle concertation⁴⁵. Pour les habitants opposés aux projets sur les garrigues voisines, la révision simplifiée du PLU est perçue comme une solution « facile » pour la commune pour faire passer les projets qu'elle porte.

Notamment là-bas, du côté des étangs. Ils [la commune] ont ouvert des lotissements. Ils ont fait comme ici hein, ils [les opposants] ont attaqué de suite. Ils ont ouvert des brèches au bord des étangs et en fait, en mettant un recours, le tribunal de Marseille a statué qu'il était [le lotissement] en zone Natura 2000. [...] ça a arrêté le chantier [...]. Mais maintenant ils sont bloqués car le tribunal de Marseille a

⁴⁴ L'historique des procédures liées au document d'urbanisme communal de Villeneuve-lès-Maguelone est disponible à la page 117 du rapport de présentation de son PLU actuel ("PLU de Villeneuve-lès-Maguelone - Rapport de présentation," 2013)

⁴⁵ (Touzard, 2006), la concertation a pour but « pour les acteurs, individuels ou collectifs, de trouver un accord, de résoudre un problème qui se pose à eux, [...] [ce qui] implique la réunion et la participation active des acteurs concernés à l'ensemble des processus de prise de décision »

donné raison au requérant. Mais ils [la commune] vont trouver une solution. Je crois qu'ils vont à nouveau mettre une révision de PLU pour pouvoir intégrer la partie qu'ils ont dégradée. (Société civile, Habitant et propriétaire 2, 2016)

La construction de la démonstration de l'utilité du projet paraît donc plutôt aisée du point de vue du maître d'ouvrage qui est le seul à détenir l'information et qui agit comme fournisseur neutre de données. Elle est faite en chambre entre le maître d'ouvrage, les décideurs porteurs des documents stratégiques et le bureau d'études urbanistes qui rédige la partie urbanistique de l'étude d'impact. Enfin elle semble être stratégique car elle verrouille les négociations autour de l'existence du projet sachant que les services de l'État, les experts, les bureaux d'études prestataires n'ont pas comme mission de donner un avis sur sa validité. Les services de l'État font d'ailleurs part de la nécessité d'impartialité attendue à travers leur analyse à ce sujet.

« Alors nous on se doit d'être neutres par rapport au projet. Bon, nous on doit apporter les éléments d'éclairage d'un point de vue purement naturaliste. » [...] « je ne porte pas de jugement par rapport à ça [l'intérêt général du projet], sauf si je vois que c'est complètement aberrant et qu'il y en a déjà trois dans le secteur » (Services de l'État, DREAL LR dep. Biodiversité, 2016)

Les acteurs, dont principalement les membres de la société civile, révèlent par le biais de leur discours, qu'une fois cet argumentaire construit, le projet est légitimé à 100% par son intérêt (socio-) économique, en amont même de l'évaluation environnementale et du déroulement de la séquence ERC.

« Ils [les aménageurs] vont dire "c'est d'utilité publique", ils ont que ce mot là à la bouche [...] votre projet ils le feront si ils veulent, ça peut prendre du temps mais ils mettront utilité publique au milieu et voilà ! » (Société civile, Syndicat des chasseurs et propriétaires, 2016)

Les acteurs de l'aménagement (maître d'ouvrage, élus, décideurs) développent un argumentaire en lien avec le concept d'utilité publique de façon très opaque. La détention déséquilibrée d'informations au sujet de l'économie du projet est une grande source de pouvoir pour ces derniers. Cela a pour conséquence la possibilité de justifier l'existence du projet quel que soit l'avis du public ou l'impact résiduel sur la biodiversité. En effet, les acteurs porteurs des intérêts plutôt écologiques ne sont pas associés ni consultés pour cette première phase amont de construction du dossier.

5.4.2. Le bureau d'études naturalistes, un acteur à la fois muselé et levier pour améliorer l'efficacité de la séquence ERC

Les mesures ERC concernant les impacts sur la biodiversité sont proposées par le bureau d'études naturalistes prestataire du maître d'ouvrage. Des négociations sont alors mises en place afin de trouver une solution satisfaisant toutes les parties prenantes. Ces négociations prennent la forme de réunions et sont l'occasion pour les différents acteurs de donner du poids à leurs positions, leur point de vue, leurs intérêts. Le bureau d'études naturaliste est à la fois confronté aux exigences « écologiques » des services de l'État, en fonction desquelles ses propositions doivent être les plus vertueuses possibles, et aux exigences « économiques » du maître d'ouvrage dont il est le prestataire, et auprès duquel il doit justifier ce qu'il avance et instaurer une relation de confiance. Cet équilibre est crucial et stratégique pour le bureau

d'études qui doit maintenir une bonne réputation auprès des services de l'État car cette réputation pèse ensuite dans le choix des maîtres d'ouvrage, mais qui doit aussi ne pas se décrédibiliser auprès du maître d'ouvrage dont il dépend financièrement pour exister.

Les premières négociations concernent les mesures d'évitement. Le projet ayant déjà été fixé dans l'espace par la phase de définition de l'utilité du projet, l'évitement n'est alors possible qu'à la marge à travers la modification de l'emprise du projet au sein du site choisi. Plusieurs séances de travail réunissant toutes les parties prenantes sont nécessaires pour arriver à un périmètre alliant la préservation de la majorité des espèces à enjeux et une économie à l'opération. Alors que pour les services de l'État cette étape est primordiale afin de co-construire le projet, le maître d'ouvrage perçoit cela plutôt comme un exercice de persuasion où les acteurs porteurs des intérêts majoritairement « écologiques » doivent apporter des justifications solides à ce qu'ils proposent pour que ce soit pris en compte.

« ça a été un travail itératif avec des nombreux allers-retours, donc il y a eu notre premier périmètre, une première carte qui a identifié des secteurs à enjeux, on a refait un périmètre euh d'aménagement, donc un peu plus cantonné, on a demandé à la fois à la DREAL et au cabinet Barbanson ce qu'ils en pensaient, elles nous ont dit 'bah là c'est peut-être pas suffisant, il faudrait peut-être aussi éviter ce secteur-là' [...] on leur a demandé de nous apporter des arguments et ils ont réussi à le justifier euh, et on a évité donc ce secteur" (Aménageur, chef de projet de 3M, 2016)

La viabilité économique du projet reste au cœur des discussions et façonne la prise de décision concernant la phase d'évitement car plus l'emprise du projet est réduite, plus la surface cessible finale sera faible et rapportera peu, ce qui déséquilibre le bilan économique de l'opération. Dans les négociations, la viabilité du projet appréhendée sur le plan économique par le maître d'ouvrage se retrouve confrontée à l'approche de la viabilité en termes d'impacts écologiques portée par le bureau d'études naturalistes.

« Si on lui dit [au maître d'ouvrage] ben voilà il faudrait éviter tel secteur ils nous disent ah ben non, moi sinon mon projet il n'est pas viable... [sous-entendu « économiquement viable»] » (Bureau d'études naturalistes, Cabinet Barbanson Environnement, 2016)

« moi je suis capable de faire un bilan sur la base du projet d'aménagement initial et ensuite [...] sur la base du périmètre modifié prenant en compte la richesse écologique. Donc en gros ça peut avoir des impacts bah sur les coûts des travaux. Est-ce qu'on peut est-ce que la voie que l'on avait prévue peut continuer à avoir ce cheminement ou est-ce qu'il faut la dévier. Et derrière aussi quelles seront les parcelles cessibles. Par ce que les parcelles cessibles du coup c'est les recettes voilà. On a réussi à lier les deux à la fois une préservation des espèces et de trouver aussi une économie à l'opération. » (Aménageur, chef de projet de 3M, 2016)

Le maître d'ouvrage est donc incité à redessiner et réduire à la marge l'emprise du projet initial en retirant les zones à enjeux « forts » de la zone à urbaniser identifiées par le bureau d'études naturalistes lors de la hiérarchisation des enjeux écologiques (Figure 25). Alors que le projet couvrait 13ha, le projet sera arrêté à 12ha finalement, dont « seulement » 10,5 pour l'urbanisation.

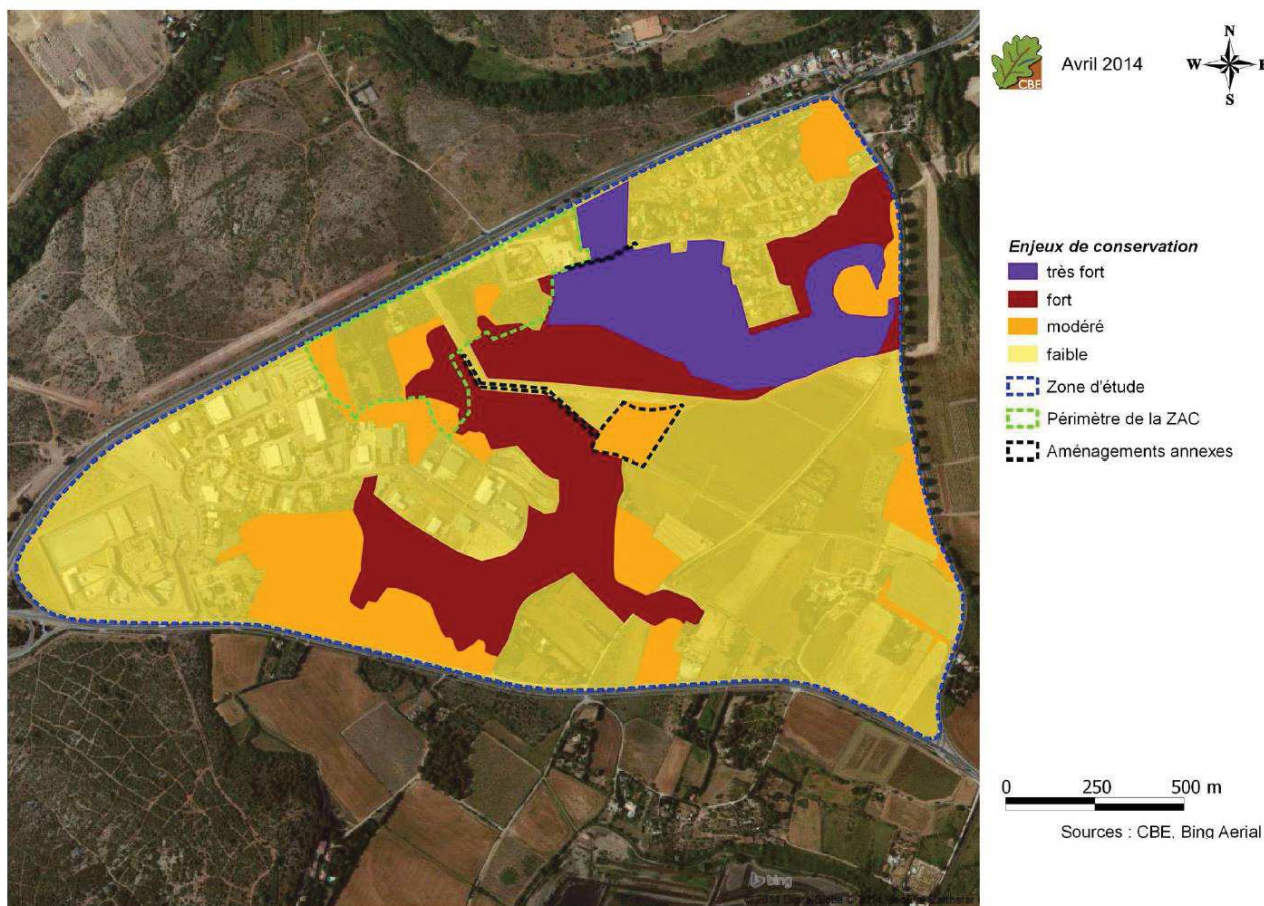


Figure 25 : Cartographie illustrant la hiérarchisation des enjeux écologiques au sein de la zone d'étude du projet (de « faible » à « très fort ») ainsi que le périmètre final du projet de ZAC (Extrait de l'étude d'impact de la ZAC « Charles Martel deuxième extension », 2014)

Après les mesures d'évitement (évitement géographique en amenuisant l'emprise du projet), le bureau d'études fait des propositions pour les mesures de réduction dans l'étude d'impact. Une série de mesures sont proposées dans le cadre de la phase « chantier » et de la phase d'« exploitation » du projet afin de rendre le projet plus « perméable » à la biodiversité. Ces mesures sont peu discutées et peu négociées. Le bureau d'études s'attache cependant à ce que le maître d'ouvrage les relise en détail car ce dernier sera engagé juridiquement à les mettre en œuvre une fois qu'elles seront inscrites dans l'arrêté préfectoral autorisant le projet. Ce passage de l'évitement à la réduction n'est cependant pas anodin. En effet, dès lors que la phase d'évitement est dépassée, on acte l'existence du projet, on acte aussi que celui-ci aura un impact, significatif ou non (Figure 26).

Après évitement et réduction, les impacts résiduels sont évalués par le bureau d'études naturalistes. Des impacts résiduels « significatifs » sont identifiés sur des espèces reconnues comme à enjeux. L'étude de la significativité des impacts est fondamentale car le résultat conditionne la nécessité de mettre en œuvre de la compensation écologique lors de l'application de la séquence ERC. Le bureau d'études n'a pas de méthode spécifique pour évaluer cette significativité. Il estime que l'impact est significatif dès lors qu'il est évalué comme « modéré » ou « fort » sur une ou plusieurs espèces patrimoniales après les mesures

d'évitement et de réduction selon le dire d'expert. Ainsi, malgré l'effort qu'à fait 3M pour réduire l'impact de son projet à travers les phases d'évitement et de réduction, le bureau d'études naturalistes identifie que le projet a encore un effet sur 36 espèces patrimoniales (4 amphibiens, 9 reptiles, 1 mammifère, 20 oiseaux et 2 insectes) avec un impact « significatif » sur 7 espèces protégées: la Proserpine et la Magicienne dentelée, le Psammodrome d'Edwards, le Psammodrome d'algire et le Léopard ocellé, la Pie-grièche à tête rousse et le Coucou Geai. Cette évaluation amène le bureau d'études à annoncer au maître d'ouvrage qu'il va falloir prévoir des mesures de compensation au regard de ces impacts résiduels significatifs du projet ainsi que l'élaboration d'un dossier de dérogation pour destruction d'espèces protégées (dit « dossier CNPN ») pour les 7 espèces sur lesquelles l'impact est significativement négatif. A cette étape, les services de l'État sont consultés pour valider l'analyse du bureau d'études.

Le maître d'ouvrage et les élus de la commune ont du mal à comprendre et trouvent injuste cette décision car selon eux les documents d'urbanisme, avec lesquels le projet est (désormais) conforme (SCoT de 3M et PLU de Villeneuve-lès-Maguelone), prennent déjà en compte l'environnement.

« Puisque nous dans le zonage c'est clair quand la carte elle sort comme ça c'est bon. Pour nous c'est bon puisqu'on a fait l'étude environnementale il n'y a pas de soucis. C'est l'étude complémentaire qui a été faite par ça [le projet A] qui a fait ressortir qu'il y avait de l'Ail petit moly. [...] C'est ce qui nous a surpris c'est que, c'est justement qu'on n'ait pas été informé de ça en amont parce qu'on a pris ça comme une gifle assez monstrueuse. On arrive, en fait nous on est content parce qu'on a bien travaillé, on a tout prévu, on s'est bien embêté, on s'est investi, et puis Poum ! » (Aménageur, Commune de Villeneuve-lès-Maguelone, 2016)

Pendant le maître d'ouvrage a déjà entrepris les négociations foncières pour l'acquisition des terrains sur la zone et l'utilité publique du projet est expressément justifiée. Le projet est donc déjà très avancé pour faire marche arrière. Par conséquent, la situation est perçue comme complexe pour le maître d'ouvrage qui doit impérativement se résigner à mettre en œuvre de la compensation écologique s'il veut voir son projet aboutir.

« c'est sûr ça a été un peu même un séisme quand on a découvert cette sensibilité écologique parce que bon l'opération était quand même assez bien avancée, on avait déjà acheté pas mal de terrain. » (Aménageur, chef de projet de 3M, 2016)

De plus, le passage de Eviter/Réduire à Compenser est délicat pour le maître d'ouvrage car il représente une charge financière et un engagement. En effet, du point de vue du maître d'ouvrage, on passe d'un impact non significatif et donc d'un impact « gratuit » (malgré le manque à gagner important, les mesures E et R sont incluses dans le bilan économique du projet) à un impact résiduel significatif dépassant le « point de bascule »⁴⁶ et donc un « impact payant » nécessitant un supplément important pour : des études complémentaires, l'acquisition de terrains, la mise en place de mesures de restauration écologique plus ou moins lourdes, la gestion et le suivi-évaluation avec un engagement sur plusieurs décennies quelques fois, etc. (Figure 26).

⁴⁶ Point à partir duquel l'impact résiduel devient significatif (cf. Figure 2, Chapitre 1)

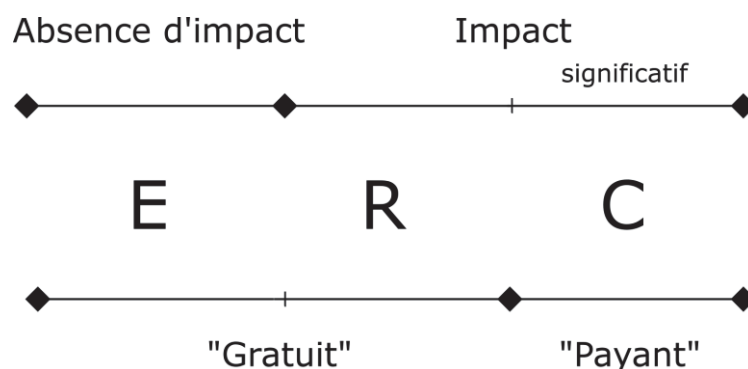


Figure 26 : Schématisation des implications du passage de l'étape d'évitement à la réduction et de la réduction à la compensation en termes d'impacts sur les milieux naturels et d'impacts sur le bilan financier du projet

La compensation écologique arrive comme une condition inévitable pour la réalisation du projet, bien que cette condition soit à la marge car elle ne permet pas de remettre en cause le projet. La surface de compensation doit ensuite être déterminée. C'est le chiffre attendu par tous, surtout par les acteurs de l'aménagement qui seront responsables de la mise en œuvre de celle-ci. Les acteurs parlent de « ratio », c'est-à-dire un chiffre par lequel la surface endommagée est multipliée pour donner la surface à compenser. Aucune méthode de dimensionnement n'est prescrite par la loi, la doctrine ou les lignes directrices nationales. Ainsi, c'est le bureau d'études naturalistes qui tient les rênes : il a une expertise exclusive à ce sujet. Il apporte donc des éléments pour la définition de la surface de compensation. Souvent il travaille avec des méthodes quantitatives de calcul de ratio sur la base de divers critères et formules qu'il élabore au regard de son expérience et de sa connaissance du terrain.

C'est la méthode EcoMed, développée par le bureau d'études du même nom, qui a été appliquée pour chacune des espèces négativement affectées significativement. La formule est la suivante :

$$F1 \times \sqrt{[(F2+F3+F4+F5) \times (F6+F7+F8+F9)]}$$

- F1 : l'enjeu local de conservation
- F2 : le type d'impact
- F3 : la durée de l'impact
- F4 : la surface ou le nombre d'individus pour lequel le projet est nuisible
- F5 : impact sur les éléments de continuité écologique
- F6 : l'efficacité d'une mesure
- F7 : l'équivalence temporelle
- F8 : l'équivalence écologique
- F9 : l'équivalence géographique

Les indicateurs F1 à F9 sont notés entre 1 et 3 ou 1 et 4, la plus grande valeur étant la plus « négative », c'est-à-dire « qui nécessitera le plus de compensation » (enjeu de l'espèce le plus fort, impact le plus fort, efficacité la plus faible ...).

Le bureau d'études ne perçoit pas cette méthode comme une nécessité. Il juge son « dire d'expert » comme suffisant pour évaluer la surface de compensation nécessaire.

« Parce qu'honnêtement, on arrive à peu près aux mêmes choses [avec la méthode numérique Ecomed] que avec notre méthode de dire d'experts. Donc euh... mais bon, ça rassure donc on le fait. » (Bureau d'études naturalistes, Cabinet Barbanson Environnement, 2017)

Cependant le bureau d'études fait le choix de s'appuyer sur cette méthode pour plusieurs raisons. Tout d'abord, elle est connue et implicitement « validée » par les services de l'État et des commissions (CSRPN, CNPN) ce qui sécurise le dossier. De plus, le recours à des chiffres et à une formule mathématique, semble être un moyen de donner de la crédibilité et de la robustesse au raisonnement pour argumenter la surface proposée face au maître d'ouvrage. Cela donne « une bonne base pour discuter » (Bureau d'études naturalistes, Cabinet Barbanson Environnement, 2017).

Grâce à l'application de la méthode de dimensionnement pour chacune des espèces, le bureau d'études naturalistes aboutit à la nécessité d'une surface de compensation d'un total d'*a minima* 14,4 ha (soit un ratio de 1,2 par rapport à la surface totale du projet). La position de force du bureau grâce à une compréhension exclusive des enjeux écologiques et de la méthode de dimensionnement de la compensation écologique semble leur permettre de laisser peu de place à la négociation. De plus, les interactions fortes et positives qu'il entretient avec les services de l'État donnent d'autant plus de poids aux éléments qu'il apporte.

Pour conclure, dans le cadre de ce projet A, l'identification d'enjeux écologiques sur la zone par le bureau d'études naturalistes engendre la requalification du projet *via* l'enclenchement de l'application de la séquence ERC. L'évitement notamment, première étape de la séquence, oblige le maître d'ouvrage à repenser l'emprise du projet au regard de cette nature particulière. L'économie restant prédominante sur les enjeux écologiques, le bilan économique du projet est calculé à nouveau pour que l'évitement ne remette pas en jeu l'économie du projet. La réduction n'est visiblement pas un sujet à part entière dans les négociations. Enfin, la compensation écologique permet finalement de justifier l'équilibre écologie/économie du projet, mais à la marge car elle ne permet pas de le remettre en cause, celui-ci étant déjà justifié par son utilité et dans lequel le maître d'ouvrage est déjà trop engagé (foncièrement notamment) pour faire marche arrière. C'est le bureau d'études naturalistes qui a un rôle central dans cette phase du projet en étant notamment expert exclusif sur la question du dimensionnement de la surface des mesures compensatoires (à travers leurs connaissances poussées des milieux naturels et l'utilisation de méthodes et formules savantes). Bien que le statut de prestataire des bureaux d'études oblige leurs propositions à rester mesurées et en accord avec la viabilité économique du projet, les négociations confortées par les services de l'État permettent d'inscrire un peu d'écologie dans l'économie du projet. L'écologie en question reste toutefois une écologie « de routine » reposant sur des postulats implicites qui conditionnent finalement les modalités de calcul de surface et de mise en œuvre de la compensation écologique (cf. 5.3.2. *L'exemple de la construction locale de l'objet « biodiversité »*).

5.4.3. Les services de l'État, des acteurs régulateurs aux positions fortes « en amont » mais faibles « en aval »

Comme nous l'avons vu précédemment, depuis les lois Grenelle, la DREAL-LR a fait le choix stratégique de se positionner explicitement comme accompagnateur des maîtres d'ouvrage. Les agents se rendent disponibles le plus en amont possible du projet et se mobilisent souvent pour venir sur le terrain afin de gagner en crédibilité (en légitimant leurs recommandations grâce à la connaissance du terrain) et de créer un climat de confiance autour d'un projet qui devient alors singulier, où chacun fait un effort de compréhension des intérêts et des enjeux qui y sont liés. Ce positionnement stratégique leur permet de durcir au fur et à mesure leurs attentes en accompagnant les projets dans leur élaboration et en faisant part explicitement et directement de leurs exigences, qui s'affinent et s'accroissent petit à petit mais de façon accrue depuis les évolutions réglementaires, aux aménageurs.

« On a préféré se dire, on part du niveau quasiment zéro, on monte ensemble et puis petit à petit ben voilà on éveille aussi leur conscience [celle des maîtres d'ouvrage] sur ce qu'il faut faire » (Services de l'État, DREAL LR dep. Biodiversité, 2016)

Ainsi, le cahier des charges implicite fixant la base des exigences est bien connu des bureaux d'études locaux grâce aux formations dispensées par les services de l'État, aux groupes de travail sur l'application de la séquence ERC et à leur expérience acquise grâce aux précédents dossiers sur lesquels ils ont déjà travaillé en collaboration étroite avec les services de l'État.

Les échanges du maître d'ouvrage et de son bureau d'études naturalistes avec l'État doivent être impulsés par le maître d'ouvrage. Les services de l'État suggèrent de renouveler cette démarche à chaque projet pour préciser les détails du niveau d'exigence afin que le bureau d'études soit sûr de produire un travail correspondant exactement aux attentes des services instructeurs.

« c'est eux [les porteurs de projet] qui doivent nous contacter pour éventuellement nous associer à une phase de cadrage du projet, pour faire un peu la liste de courses, en gros pour définir le niveau d'exigence que le service de l'État attend pour se prononcer de façon favorable. Enfin en ce qui nous concerne, pas « de façon favorable » mais en tout cas pour dire que l'environnement a bien été pris en compte dans le projet. » (Services de l'État, DREAL LR dep. Ae, 2016)

Ainsi, cette organisation se base sur une stratégie gagnant-gagnant : d'une part, les services de l'État incitent les maîtres d'ouvrage à les intégrer en amont dans l'élaboration des projets pour améliorer le niveau de prise en compte de la biodiversité dans les études à travers de la sensibilisation et une augmentation progressive du niveau d'exigence ; d'autre part, le maître d'ouvrage se protège des complications pour l'obtention des autorisations en considérant en amont les attentes des services de l'État qui instruiront le dossier par la suite. Bien que ça n'ait pas toujours été le cas, aujourd'hui l'aménageur perçoit positivement ce travail de co-construction du projet.

« A chaque étape on leur présente [le projet aux services de l'État] [...] Et l'objectif c'est de travailler en partenariat et de ne pas passer en force, et ça marche plutôt bien, ça marche bien même. » (Aménageur, SERM, 2016)

Une fois le dossier terminé, le maître d'ouvrage le transmet aux services instructeurs, qui, à travers la phase d'instruction ont le rôle de rédiger un avis pour informer le public sur le projet en question et ses impacts sur l'environnement. La DREAL qui s'était positionnée plutôt en accompagnateur pour l'élaboration du projet, devient alors l'instructeur.

Les services de l'État aux différents niveaux (DREAL-régional pour les études d'impact, CNPN-national pour les dossiers CNPN) doivent hiérarchiser les dossiers car ils ne peuvent pas tout traiter par manque de moyens humains. Tout est ajusté par rapport à leur plan de charge, imposé par le nombre de dossiers arrivant et sur lequel ils n'ont donc aucune visibilité, ce qui maintient le service sous une pression constante. Un premier tri est fait par chacun des agents de l'État responsables d'une série de dossiers. Ce tri est réalisé sur la base de critères de hiérarchisation plus ou moins uniformisés entre les différents agents mais avec l'objectif commun d'inscrire comme prioritaires les dossiers où le risque environnemental est élevé (soit à cause de la nature du projet, soit par le milieu qu'il détruit) et où une marge d'amélioration est envisageable. Les dossiers non traités reçoivent un « avis tacite », c'est-à-dire un avis positif par défaut d'instruction.

Les services de l'État n'ont pas de compétences naturalistes très pointues. Afin d'analyser les études avec de forts enjeux écologiques, ils s'entourent d'experts écologues et naturalistes. Ces experts sont issus principalement du CSRPN (Conseil scientifique régional du patrimoine naturel - une instance consultative regroupant des spécialistes désignés pour leurs compétences scientifiques) et du CBN (Conservatoire botanique national - agréé par le ministère et spécialisé dans la connaissance et la conservation des plantes et leurs habitats naturels). Le statut de ces experts est souvent précaire car il prend la forme de bénévolat. En effet, ce sont en majeure partie des retraités passionnés ou des chercheurs en fonction. Très sollicités et ayant un temps limité pour ce type d'activité, ils sont dans l'obligation de faire des choix au niveau des instances dans lesquelles ils s'impliquent et ils demandent à n'être consultés que sur les dossiers les plus problématiques. Ils sont donc essentiels aux services de l'État pour apprécier des dossiers aussi exigeants sur le plan naturaliste. Toutefois, ces experts sont conscients et semblent estimer qu'on essaye de leur faire dire des choses qui ne sont pas de leur ressort, ni de leur responsabilité car très politiques.

*« on a des trucs comme ça pour lesquels plus personne ne veut prendre de responsabilité, du coup on demande à des gens qui *hésitations* ... je dirais ... des biologistes quoi, pour trancher une affaire qui est largement une affaire politique. » (Expert, CSRPN & CEFÉ-CNRS, 2016)*

Les services de l'État de leur côté avouent être « complètement englués » par l'accompagnement puis l'instruction des dossiers, ce qui ne leur laisse pas de temps pour s'occuper du suivi-évaluation, du contrôle, ou encore d'une réflexion sur leurs pratiques et les évolutions en cours. Les services de l'État, les bureaux d'études, les maîtres d'ouvrage constatent d'ailleurs à l'unisson qu'il n'y a pas de contrôle des engagements pris par les maîtres d'ouvrage dans le cadre des mesures ERC. Par conséquent, il n'est pas possible d'évaluer si les engagements sont réellement suivis ou si les mesures sont réalisées. Alors que le maître d'ouvrage (3M) ne semble pas envisager de ne pas tenir ses engagements, les services de l'État, impuissants, perçoivent ces limites et craignent qu'aucune des mesures préconisées ne soit effectivement mise en œuvre malgré l'obligation réglementaire.

« Et nous [DREAL] souvent, quand on a la dérogation, quand on a l'avis favorable du CNPN, on se dit : aïe aïe aïe, c'est maintenant que tout va commencer, qu'on peut avoir des dérapages en phase chantier ... » (Services de l'État, DREAL LR dep. Biodiversité, 2016)

Finalement, il n'est donc pas possible d'évaluer l'efficacité écologique des mesures ERC, et les retours d'expérience qui pourraient être multiples ne sont pas capitalisés.

Donc les services de l'État, régulateurs du système, semblent être en position de force pour fixer les exigences au niveau régional en s'introduisant dans les négociations en amont des

projets. Cependant ils sont plutôt en position de faiblesse à partir de la phase d'instruction. En effet, le manque de moyens humains engendre une sélection des dossiers reçus pour l'instruction. Ainsi un certain nombre de dossiers pourtant soumis à étude d'impact ne sont pas évalués et obtiennent un avis tacite. De plus, les agents de l'État dépendent en partie de leurs experts qui leur apportent des compétences naturalistes pointues sur les dossiers les plus sensibles. Toutefois, la position de ces experts n'est pas optimale sachant qu'ils sont souvent bénévoles. Ce statut particulier leur donne une force majeure : celle de l'indépendance, mais c'est aussi un statut précaire et fragile. *In fine*, toute l'énergie des services de l'État se concentre sur l'accompagnement amont des maîtres d'ouvrage dans l'élaboration de leur projet et sur l'instruction des dossiers, au détriment du contrôle et du suivi-évaluation des mesures inscrites dans les autorisations. Les mesures ERC pour lesquelles ils se battent ne sont donc peut-être pas appliquées en pratique sur le terrain et sont peut-être des mesures inefficaces étant donné que très peu de retours d'expérience sont disponibles et analysés.

5.4.4. Un contre-pouvoir inexistant et/ou impuissant ?

L'intervention du public est prévue dans les démarches d'aménagement du territoire à travers les enquêtes publiques. Dans le cas de notre projet d'étude, seulement 6 observations sont faites par le public lors de l'enquête publique⁴⁷ : deux concernent des parcelles non-incluses dans le périmètre d'étude, trois concernent le prix du foncier (estimé trop bas par les propriétaires) et une exprime son mécontentement par rapport à la procédure.

Les commentaires lors des étapes de concertations n'ont pas été pris en compte par le maître d'ouvrage qui considère avoir déjà assez travaillé le dossier en amont de la concertation.

« il y a eu des adaptations qui ont été faites [au niveau du projet], mais qui ont été faites avant la concertation voilà. Je pense qu'on avait déjà bien travaillé avant la concertation donc il n'y a pas eu de réelle adaptation. Par contre, on a entendu certaines choses par les gens qui se sont exprimés mais il n'y a pas eu de réelles modifications du dossier » (Aménageur, 3M, 2016)

Ainsi, la perception qu'a le maître d'ouvrage de la valeur de son expertise dans la conception de projet ne semble pas favoriser les procédures de concertation.

L'État, qui rédige un avis destiné au public dans le cadre du projet, reconnaît un défaut de participation des citoyens, et attribue cela à une faible connaissance et maîtrise des procédures d'aménagement par le public.

« Il faut déjà être un peu éclairé, c'est vrai qu'il y a peut-être un défaut d'information globalement, des citoyens sur ce qui se passe sur leur territoire en général. Et qui devrait venir pour s'impliquer, on se rend compte que les enquêtes publiques sont peu fréquentées. Et qu'on a peu d'avis globalement. Hormis des intérêts particuliers » (Services de l'État, DREAL LR dep. Ae, 2016)

De plus, le public se mobilise souvent très ponctuellement lorsque la menace est à court terme. Il est difficile de maintenir une mobilisation sur le long terme car les personnes vont et viennent et se désintéressent, alors que celle-ci est nécessaire pour pouvoir potentiellement

⁴⁷ Données issues du « rapport d'enquête publique unique – Avis et Conclusions » du 11 août 2015 publiquement disponible du 11 août 2015 sur le site des services de l'Etat dans l'Hérault (<http://www.herault.gouv.fr/>)

s'insérer dans la dynamique des négociations liée au projet. Ce point est d'ailleurs déploré par les associations qui tentent de se mobiliser.

« les gens se mobilisent quand le danger est proche mais une fois qu'il a disparu, il reste un noyau, mais 80% ne se sentent plus concernés par la question » (Société civile, Les gardiens de la Gardiole, 2016)

D'après certains opposants, le coût de l'opposition limite aussi nettement l'action (environ 4500 euros pour un recours d'après l'Habitant et propriétaire 2, 2016). Enfin, il semblerait que le public se sente « battu d'avance » par les acteurs porteurs d'intérêts économique-politiques à l'origine du projet. Certains opposants perçoivent les procédures d'aménagement comme des duperies, ils ne prennent donc plus la peine de s'y plier car ils estiment que ce n'est pas une voie efficace pour faire remonter leur avis.

« c'est [l'étude d'impact] une fumisterie, c'est en apparence [...] elle met un pion légal à l'avancée du projet, elle fait une enquête publique mais on sait à l'avance, c'est comme ça. » (Société civile, Les gardiens de la Gardiole, 2016)

« Bon le problème c'est que l'enquête publique ça n'a aucune valeur. Ce n'est pas pris en compte. Même si l'enquêteur donne un avis négatif tout ça, la mairie peut passer outre. » (Habitant et propriétaire 2, 2016)

Comme Blondiaux et Sintomer (2002) le remarquent, la question de l'articulation de la démocratie participative avec la décision n'est finalement jamais posée ce qui amène les membres de la société civile à se questionner sur l'utilité de participer aux procédures participatives si ce n'est pas dans une perspective d'action. En effet, le processus « participatif » de la procédure d'étude d'impact environnemental n'est finalement qu'une simple consultation qui, arrivant après la définition du projet et la rédaction de l'étude d'impact, ne permet pas de réelle concertation avec le public (*i.e.*, cas dans lequel les acteurs peuvent participer activement à la prise de décision ; Touzard, 2006) et donc ne donne aucunement accès au processus de décision. Ainsi, comme le constate aussi Blatrix (2002), la société civile utilise alors d'autres moyens pour exprimer leur point de vue, comme la voie juridique *via* les recours dans notre étude de cas.

En conclusion, le public peu et mal informé peine à rester présent sur le long terme dans la dynamique de négociation, or c'est ce qui pourrait avoir une influence déterminante dans les choix pour la définition du projet d'aménagement (Fortin, 2009). La société civile se retrouve alors exclue du cercle des négociations malgré la procédure « participative » d'aménagement qui vise à considérer leurs intérêts.

Ces deux dernières séquences, qui représentent les phases d'instruction et de consultation du public, ont pour objectif de réguler le système et d'entériner un projet accepté et acceptable sur le plan politique, économique, écologique et social. Cependant on observe qu'à tous les niveaux ces acteurs occupent une position de faiblesse par rapport aux acteurs porteurs des enjeux strictement politico-économiques : les services de l'État manquent de moyens humains, les experts sont en situation précaire, le public est exclu des négociations par défaut. Ceci semble réinterroger donc leur capacité en pratique à réguler les jeux locaux dans la démarche d'aménagement du territoire, en respect de la réglementation, c'est-à-dire des normes sociales mises en place pour intégrer l'environnement pour un développement des territoires « équilibré ».

La phase d'évitement, la prise en compte des continuités écologiques et des impacts cumulés sont trois défis fondamentaux pour une mise en œuvre efficace de la séquence ERC sur le plan écologique. Or nos résultats montrent que malgré les évolutions positives récentes en lien avec les évolutions réglementaires, ces éléments sont encore très mal appréhendés dans les études d'impact.

Enfinement, l'analyse des jeux d'acteurs complète l'analyse de l'application de la séquence ERC sur le papier à travers le contenu des études d'impact en apportant une dimension sociologique, organisationnelle et stratégique aux éléments d'explication de l'imperfection écologique de la séquence ERC lors de sa mise en œuvre dans les études d'impact. En effet, elle met en avant un déséquilibre de l'organisation des parties prenantes en faveur des acteurs porteurs d'intérêts économiques et politiques dans l'application de la séquence. Ces derniers, représentés notamment par le maître d'ouvrage et les élus, tiennent une position forte en agissant comme experts fournisseurs neutres de données et en ayant la main sur les données économiques du projet. Ils peuvent ainsi légitimer le projet en construisant un argumentaire pour justifier l'utilité publique du projet, en amont même de la prise en compte de l'environnement et de la biodiversité. D'autres acteurs, plutôt porteurs des intérêts liés à la préservation de la biodiversité (principalement, le bureau d'études naturalistes et les associations de protection de la nature) ont des moyens d'agir mais ne peuvent qu'à la marge, dans le sens où le projet et sa localisation sont actés en amont. A cela s'ajoute une sphère régulatrice (services de l'État et ses experts associés) qui s'implique pour faire augmenter le niveau d'exigence régionale pour la prise en compte de la biodiversité *via* une stratégie « d'accompagnement », mais qui se retrouve plutôt faible par la suite, ne pouvant remplir toutes ses missions. Il ressort aussi que les négociations se concentrent dans un cercle d'acteurs restreint : le maître d'ouvrage, les services de l'État et les bureaux d'études, cercle n'incluant pas la société civile. Enfin, cela s'ajoute à une base fragile des concepts liés à l'application de la séquence ERC comme par exemple la notion de significativité des impacts résiduels, notion essentielle pour une application juste et efficace de la séquence, mais mal définie et donc mal employée dans les pratiques.

Ce déséquilibre semble avoir un impact négatif sur la prise en compte de la biodiversité par la séquence ERC dans le processus d'étude d'impact : l'évitement ne peut être complètement mis en œuvre car le projet est verrouillé en amont du déroulement de la séquence ERC, la réduction n'est pas questionnée et fait l'objet d'une routine et la compensation n'est pas évaluée et contrôlée à cause d'une surcharge des services de l'État, ce qui la rend superflue.

Ces différents résultats apportent aussi certains compléments d'explication aux *mismatches* scalaires. En effet, cela permet de mieux comprendre par exemple pourquoi la phase d'évitement et notamment l'analyse des solutions alternatives de moindre impact n'est pas correctement mise en œuvre, le concept d'utilité publique étant utilisé par les porteurs de projets pour acter implicitement le projet. Cela permet aussi de soutenir la deuxième hypothèse émise pour expliquer le taux élevé de confusions sémantiques entre les notions d'évitement, de réduction et de compensation (hypothèse d'un choix plus ou moins délibéré de faillir à l'interprétation des mesures afin de proposer des mesures dans chacun des types de mesures E, R et C). En effet, au cours de l'élaboration du projet, les choix sont surtout fait au regard de la viabilité économique de celui-ci ce qui va dans le sens de choix stratégiques pour réduire les coûts et contraintes liés à la biodiversité tout en restant conforme à la réglementation.

Au regard de ces différents résultats et de l'absence de possibilité d'intégrer des analyses abouties des continuités écologiques et des impacts cumulés à l'échelle « projet », nous faisons l'hypothèse qu'un changement d'échelle à la fois spatiale, temporelle et fonctionnelle pour appréhender la séquence ERC pourrait pallier les limites identifiées.

Chapitre 6 – Apports et implications d’une approche territoriale et stratégique

Dans cette partie de transition, c’est à la Question 2 que nous tâchons d’apporter des éléments de réponse : *Est-ce qu’appliquer la séquence ERC à l’échelle de la « planification » (échelons territorial et stratégique) pourrait permettre d’atteindre un NNL ?* En d’autres mots, est ce qu’un changement d’échelle pourrait pallier les lacunes inféodées à l’échelle projet concernant notamment 1) l’intégration des continuités écologiques et 2) des impacts cumulés à la réflexion, et 3) l’implémentation de réelles mesures d’évitement ?

En effet, le législateur a d’une certaine manière assigné la logique d’évitement, de réduction voire de compensation à la rationalité des projets au-dessus d’une certaine taille. Ce faisant elle assure le financement des mesures de cette politique publique aux maîtres d’ouvrage, mais elle entraîne tout à la fois sa réduction aux seules échelles des projets. Cependant, nous avons mis en évidence que par sa logique d’échelle très localisée et de temporalité longue et incertaine inhérente à tout projet d’aménagement, un certain nombre de composantes de la biodiversité et de fonctions écologiques dépassent la rationalité de l’échelle du projet. De plus, bien que des fenêtres d’action soient identifiables pour y remédier en partie, des déséquilibres organisationnels entre les acteurs porteurs d’intérêts divergents semblent maintenir le système tel quel à l’échelle des projets. Une échelle de réflexion plus large pour assurer une prise en compte plus complète de la biodiversité et mieux cadrée en amont des projets semble donc indispensable. Cette idée de changement d’échelle n’est pas nouvelle sachant qu’un cadre réglementaire existe déjà à ce sujet (cf. Chapitre 1), cependant, il semble que cette échelle soit sous étudiée et sous exploitée en pratique (Autorité Environnementale, 2016).

Dans nos travaux, l’échelle de la planification est comprise comme une échelle territoriale et stratégique.

Par approche « territoriale » – en opposition à l’approche par projet, nous entendons un basculement de l’échelon spatial « projet » à l’échelon spatial « territoire ». Cela implique en pratique de « dézoomer », c’est à dire de rétrécir l’échelle spatiale du territoire d’étude.

Nous entendons par approche « stratégique » – en opposition à une approche centrée sur l’action notamment, un basculement de l’échelon fonctionnel de l’action à celui de la stratégie. Cela suppose l’adoption d’une démarche proactive et anticipatrice et donc un changement d’échelle temporelle en se plaçant bien en amont de la conception des projets individuels. L’adoption d’une approche stratégique vise à systématiser des actions pour atteindre un objectif en lien avec les missions ou intérêts de l’agent ou de l’organisation (définition inspirée de Wright et McMahan, 1992).

6.1. Que signifient E, R et C aux échelons territoriaux et stratégiques ?

La question que nous posons à présent est celle des définitions liées aux étapes éviter, réduire et compenser dans le cadre de documents de planification. En effet, il est facilement perceptible que l'approche de la séquence ERC à l'échelle « planification » est sensiblement différente de celle de l'échelle « projet », et cela se traduit dans les pratiques. D'ailleurs, certains auteurs relèvent notamment la possibilité d'un manque de clarté dans la définition des concepts à l'origine d'un défaut d'application (Clare *et al.*, 2011; Phalan *et al.*, 2017). D'où notre question initiale : que signifient E, R et C à l'échelle « planification » ?

Comme c'est le cas pour les mesures ERC dans le cadre des projets d'aménagement, la loi ne définit pas ce que signifient E, R et C en termes de planification. La doctrine ERC quant à elle utilise le terme projet pour parler de plans, programmes et projets : « Elle [la séquence ERC] s'applique, de manière proportionnée aux enjeux, à tous types de plans, programmes et projets (qui seront dénommés « projets » dans la suite du texte) dans le cadre des procédures administratives de leur autorisation (étude d'impact ou étude d'incidences thématiques *i.e.* loi sur l'eau, Natura 2000, espèces protégées, ...). » (MEDDE, 2012). En soit, ce choix n'est pas problématique, toutefois, dans la suite du texte, à travers les propos et les exemples, on observe une focalisation exclusive sur le cas de l'application de la séquence ERC à l'échelle « projet ». D'ailleurs, l'extrait ci-dessus le montre en ne citant comme procédures administratives seulement celles associées aux projets. Enfin, les lignes directrices ERC ne consacrent que trois fiches sur 31 à l'application de la séquence ERC à l'échelle de la planification, dont une mixant projet et planification. Dans cette première fiche « mixte » sur l'évitement, tous les exemples sont pris dans le cas de projets. Dans les deux autres fiches consacrées aux documents de planification, certains éléments de définition sont introduits dans le fil du texte, mais ils sont peu détaillés et peu illustrés par des exemples concrets.

Enfin, aucune définition claire n'est non plus donnée au niveau international ou communautaire, c'est pourquoi nous proposons ci-dessous une clarification de ce que l'on entend par E, R et C à l'échelle territoriale et stratégique des documents de planification.

Eviter

Au niveau territorial et stratégique de l'aménagement du territoire, éviter demande en premier lieu d'évaluer au plus juste les besoins en extension urbaine afin d'éviter toute surestimation. Ceci peut se traduire par une politique de réinvestissement urbain mais aussi être lié à la recherche explicite d'espaces délaissés de l'urbanisation (dents creuses urbaines, bâtiments abandonnés et friches industrielles). Dans la thèse nous ne nous sommes pas penchés sur ce point-là bien qu'il reste primordial dans la démarche d'évitement. Par la suite, une fois l'enveloppe surfacique de l'artificialisation nécessaire sur des zones naturelles et agricoles évaluée, éviter implique de se poser la question : où est-ce que la perte de biodiversité doit être évitée sur le territoire ? Cette question de hiérarchisation des priorités est une question centrale en conservation (Marris, 2007). Il s'agit donc d'anticiper les futurs impacts en identifiant en amont les zones à enjeux prioritaires sur le territoire d'étude. Pour cela une connaissance fine de la répartition des enjeux écologiques sur la totalité du territoire doit être élaborée. Le but est ensuite de croiser le besoin justifié et les enjeux écologiques identifiés, et de retravailler les plans d'urbanisation du territoire au regard de ces enjeux afin de supprimer

d'office les impacts potentiels des futurs projets sur les zones les plus sensibles et remarquables. Un évitement stratégique basé sur des critères écologiques permet finalement d'anticiper la faisabilité des mesures compensatoires sachant que l' « incompensable » ne devrait plus être détruit.

Réduire

La réduction n'est pas une question de spatialisation comme peuvent l'être l'évitement et la compensation. Au niveau territorial et stratégique, réduire signifie de se poser la question : comment rendre les aménagements plus « transparents » à la biodiversité ? Ou en d'autres mots, comment aménager sur une même emprise en ayant moins d'effets négatifs sur la biodiversité ? Pour cela, il importe de réfléchir à des règles d'urbanisation qui peuvent s'appliquer à une large partie des projets futurs, afin que ceux-ci soient moins impactant que les projets classiques. Cette réduction ne supprime pas l'impact comme l'évitement, elle permet juste de le réduire une fois que le projet est spatialement fixé.

Compenser

Au niveau spatial, aborder la question de la compensation d'un point de vue territorial et stratégique implique de se poser la question suivante : quels sites pourraient optimiser l'efficacité de la compensation en lien avec l'aménagement prévu ? Pour cela, il convient d'anticiper les compensations liées aux futurs projets d'aménagement en cherchant sur le territoire d'étude des zones géographiques naturelles et agricoles où des mesures de compensation pertinentes pourraient être mises en œuvre. La recherche doit se baser sur les principes à la base de la compensation écologique, à savoir : l'équivalence écologique, la faisabilité et l'efficacité (cf. Chapitre 1). En termes de mise en œuvre, anticiper la compensation c'est aussi réfléchir en amont à la gestion des terrains pour les compensations futures. Enfin, sur le plan foncier, anticiper la compensation c'est avoir les outils fonciers nécessaires pour l'acquisition et la réservation (bloquer à toute autre utilisation). Bien qu'à l'échelle des projets, seules des études complémentaires fines pourront permettre de conforter les espaces identifiés, cette démarche d'anticipation permet d'organiser une stratégie foncière globale sur le territoire nécessaire pour assurer une pertinence écologique de l'ensemble des mesures compensatoires futures.

6.2. Les implications d'un changement d'échelle au regard de nos résultats

Au regard des résultats exposés dans le Chapitre 5, quelles sont les implications d'un passage de l'échelon spatial du projet à celui du territoire et d'un passage de l'échelon fonctionnel de l'action à celui de la stratégie (Figure 27)?

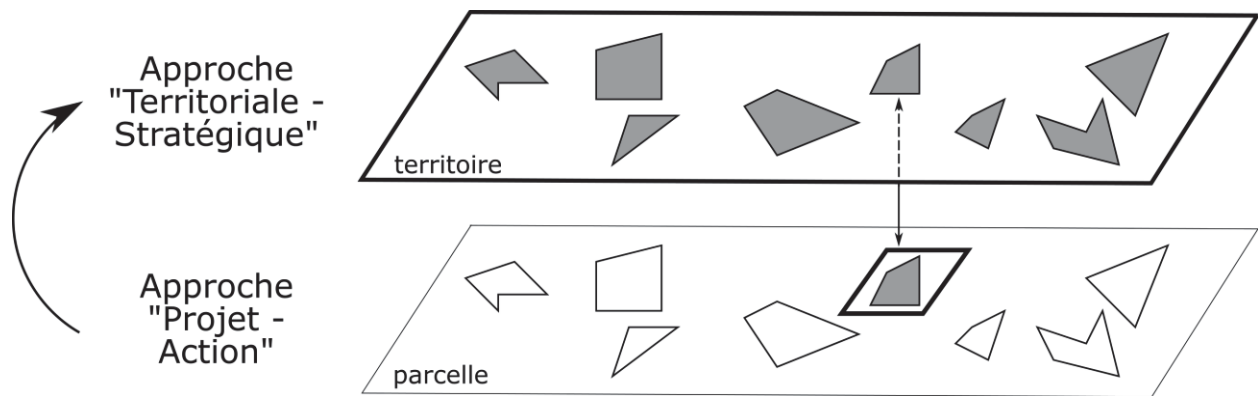


Figure 27 : Un changement d'échelle dans l'approche de la séquence ERC ?

Pour chacune des approches : le trait en gras représente la zone d'étude et les polygones grisés représentent les projets inclus dans la réflexion.

On peut identifier plusieurs conséquences d'une telle modification dans l'approche de la séquence ERC :

- 1) Concernant l'étude de la TVB il semblerait qu'une approche à large échelle est écologiquement plus cohérente pour appréhender la question de la fragmentation et des connectivités écologiques. De plus, adopter une approche territoriale et stratégique peut être l'occasion d'agrandir la gamme de biodiversité cible par une entrée plus intégrée de la biodiversité développée en lien avec l'étude des continuités écologiques notamment.
- 2) Pour l'étude des impacts cumulés et l'analyse des solutions alternatives aux projets, une échelle plus large permet de compléter le puzzle, d'avoir une vue d'ensemble sur les projets passés, actuels et futurs. En effet, l'échelle stratégique de la planification de l'aménagement du territoire est l'échelle à laquelle on peut avoir accès aux informations relatives aux impacts futurs (localisation, intensité ...) et aux zones stratégiques d'aménagement. En outre, différentes études appellent déjà à ce changement d'échelle pour une meilleure évaluation des impacts cumulés (Kiesecker *et al.*, 2010; McKenney et Kiesecker, 2010; Whitehead *et al.*, 2017). Therivel et Ross (2007) mettent d'ailleurs en avant que l'évaluation des impacts cumulés aide à faire le lien entre les différentes échelles d'évaluation environnementale
- 3) A propos des confusions sémantiques, réfléchir à une mise en œuvre de la séquence ERC à une échelle plus large pourrait permettre de court-circuiter une série de « bricolages stratégiques » à l'échelle des projets.
- 4) D'ailleurs, est-ce que le changement d'échelle ne permettrait pas de rééquilibrer le déséquilibre de pouvoir dans les jeux d'acteurs ? Eviter les impacts en amont de l'élaboration de chacun des projets individuels permet déjà de limiter une majeure partie de l'impact quand on arrive à l'élaboration du projet. Ceci irait donc aussi dans le sens d'un rééquilibrage de la séquence ERC quelles que soient les pratiques à l'échelle

des projets, car la phase d'évitement serait mise en œuvre d'office et par défaut à l'échelle « planification ».

- 5) Dézoomer pour appliquer la séquence ERC pourrait permettre la démultiplication de l'effort puisqu'un document de planification recouvre une multitude de petits projets. En outre, alors que la réflexion doit recommencer pour chaque projet, la stratégie permet une inscription dans un temps long de réflexions structurantes permettant de systématiser de meilleures pratiques en termes de mesures ERC et ainsi de gagner en efficacité écologique et d'économiser du temps et de l'énergie au stade des projets. Cependant cela ne serait efficace seulement à partir du moment où les documents de planification stratégique sont élaborés sur des bases écologiques solides.
- 6) Enfin, alors qu'à l'échelle des projets une routine s'est instaurée, on peut considérer que l'échelle de la planification est encore presque vierge de toutes pratiques, routines et postulats implicites. D'ailleurs, en plus de recouvrir tous les aménagements participant à l'artificialisation des milieux naturels et pas seulement ceux qui concernent les projets soumis à études d'impact, une approche de la séquence ERC à cette échelle permettrait d'impliquer de nouveaux acteurs « puissants » : les planificateurs, les élus des collectivités territoriales.

Néanmoins, on peut déjà pressentir quelques limites comme le financement et le temps nécessaire à mettre en place une telle approche (l'élaboration d'un document de planification nécessitant un nombre de compétence et des moyens humains beaucoup plus importants que pour l'élaboration de petits projets individuels), la disponibilité et la qualité des bases de données naturalistes et finalement, l'appui des élus dans ce sens.

Somme toute, les deux approches restent complémentaires. Le Tableau 7 résume les caractéristiques de chacune des approches.

Tableau 7 : Les implications d'un passage de l'échelon spatial du projet à celui du territoire et de l'échelon fonctionnel de l'action à celui de la stratégie

	Approche « projet » / « action »	Approche « territoriale » / « stratégique »
Echelle spatiale	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Cas par cas ➤ Echelle d'un projet individuel 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Approche globale ➤ Echelle territoriale/planification
Echelle temporelle	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Temps court 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Temps long
Phase de l'aménagement	Pendant l'étude d'impact, une fois le projet acté	Tôt dans les décisions liées à la planification, en amont des futurs impacts
Acteurs impliqués	Chefs de projet	Elus, décideurs, planificateurs
Projets d'aménagement concernés	Projets répondant aux seuils réglementaires de l'étude d'impact	Tous les projets d'aménagement, exceptés quelques gros projets d'intérêt général
Approche de la biodiversité	Focus sur les espèces protégées et charismatiques qui bloquent les projets	Approche systémique de la biodiversité ? (multiples espèces, fonctions écologiques, ...)
Drivers des choix	Ad hoc, opportunisme foncier	Indicateurs anticipés, systématisation
Posture/Attitude	Réactive Routine	Proactive Anticipation
Limites	<ul style="list-style-type: none"> - Le projet est déjà fixé dans l'espace - Pastillage du territoire avec des actions de compensation isolées - Pas de recul sur les impacts cumulés 	Besoin de : <ul style="list-style-type: none"> - Bases de données - Temps & argent - ... - Soutien politique

Au niveau opérationnel, la considération d'une telle échelle engage une nouvelle série d'interrogations. Par exemple, sur le territoire adapté à cette réflexion : est-il pertinent de restreindre la réflexion au territoire administratif (EPCI, Département, Région) ou à des territoires déjà décrits en matière d'aménagement fonctionnel du territoire (métropole fonctionnelle, aire métropolitaine), et si oui, quel échelon du millefeuille territorial choisir ? Cela pose aussi la question de l'outil concret sur lequel se baser sachant qu'il existe déjà des outils d'aménagement du territoire comme le SCoT (ou inter-SCoT ?), le PLU intercommunal ou le SRADDET⁴⁸ à l'échelle d'une région. Enfin, dès que l'on sort de l'échelle de l'opération d'aménagement, se pose la question cruciale des moyens financiers et humains ainsi que de l'organisation de la maîtrise d'ouvrage si la réflexion dépasse les frontières administratives des EPCI.

⁴⁸ Le SRADDET : schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires, et un document de planification instauré par la loi NOTRe (LOI n° 2015-991 du 7 août 2015 portant nouvelle organisation territoriale de la République) à l'occasion de la mise en place des nouvelles Régions.

Se placer à l'échelle de la planification, *i.e.*, adopter une approche territoriale et stratégique pour appliquer la séquence ERC en complément de l'approche à l'échelle projet semble pouvoir pallier de nombreuses limites observées à l'échelle des projets.

Cependant une telle d'approche pose une série de nouvelles questions opérationnelles (échelle territoriale adaptée, outils existants, méthode, etc.). Dans le Chapitre suivant, nous nous attachons à apporter des éclairages par rapport à ces différentes interrogations.

Chapitre 7 – Vers une démarche méthodologique opérationnelle ajustée

« *What is interesting is not always important and what is important is not always interesting* »
(Cook et al., 2013)

Nous tâchons dans ce Chapitre de répondre à la Question 3 : *Quelles modalités et quelles propositions pour une approche opérationnelle à l'échelle de la planification ?*

Nous exposons tout d'abord nos recherches quant aux modalités requises pour une approche territoriale et stratégique de la séquence ERC en commençant par l'exploration des échelles territoriales adéquates pour cela, puis en continuant sur les enseignements que l'on peut tirer des pratiques existantes. Enfin, nous exposons la réflexion menée sur le développement d'une démarche méthodologique ajustée et nous finissons par un retour sur l'expérience d'implémentation opérationnelle en cours au sein de 3M.

7.1. Quelle échelle pertinente saisir dans le millefeuille territorial français?

La première question qui se pose à nous est : concrètement, quelle échelle territoriale saisir pour aborder la question de l'application de la séquence ERC à travers une approche territoriale et stratégique ?

La séquence ERC étant un instrument pour l'aménagement du territoire, il semble pertinent de choisir une échelle territoriale dotée de compétences en aménagement du territoire (Figure 28). Bien que les échelles nationales et européennes soient très influentes en termes d'aménagement du territoire et d'action environnementale, nous ne nous y attardons pas sachant que nous nous intéressons aux actions territoriales opérationnelles pouvant être développées.

Depuis la loi MAPTAM (Loi n°2014-58 du 27 janvier 2014 de modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles), la région est qualifiée de « chef de file »⁴⁹ pour la compétence « protection de la biodiversité ». La région élabore et anime déjà le SRCE (schéma régional de cohérence écologique) qui identifie les TVB sur le territoire régional. De plus, c'est au niveau du territoire régional que le réseau d'acteur du SINP (système d'information de la nature et des paysages) est organisé pour favoriser la production, la gestion, le traitement, la valorisation et la diffusion de données géo-localisées relatives à la biodiversité. En outre,

⁴⁹ Conformément à l'article 72 alinéa 5 de la Constitution qui dispose que « *lorsque l'exercice d'une compétence nécessite le concours de plusieurs collectivités territoriales, la loi peut autoriser l'une d'entre elles ou un de leurs groupements à organiser les modalités de leur action commune* ».

depuis la loi NOTRe (La loi n°2015-991 du 7 août 2015 portant nouvelle organisation territoriale de la République), l'échelon régional est responsable de l'élaboration du SRADDET (schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires) qui devra intégrer les différents schémas régionaux sectoriels (dont le SRCE) et qui donnera les grandes orientations pour un développement durable du territoire. Cet outil peut notamment permettre d'avoir une vision globale des grandes tendances concernant la séquence ERC, ainsi que de proposer une stratégie ERC à grande échelle. Cependant, les exigences réglementaires liées notamment au principe d'équivalence écologique et d'obligation de résultat rendent l'application de la séquence ERC très spécifique à chacun des projets. L'anticipation et la mise en œuvre concrète de la compensation doivent être réfléchies avec une lecture fine du territoire politique, socio-économique et écologique afin de l'organiser au plus proche du plan d'aménagement envisagé par les collectivités locales et les acteurs du territoire. Pour cela, le SRADDET, en lien avec le SRCE, est un outil qu'il faut mobiliser pour orienter les collectivités vers le principe d'anticipation de l'évitement et la compensation en amont des projets. Néanmoins il ne semble pas que cette échelle territoriale soit la plus adaptée à une anticipation fonctionnelle et opérationnelle de la séquence ERC.

Le département quant à lui est responsable de la politique « espaces naturels sensibles » (ENS)⁵⁰. C'est leur principal outil pour prendre en compte la biodiversité (Dey et Renault, 2012). Cependant, les évolutions réglementaires récentes viennent amoindrir les potentialités de cet outil pour son utilisation dans le cadre de l'application de la séquence ERC. En effet, d'une part, depuis le 1^{er} mars 2012 la taxe départementale des espaces naturels sensibles (TDENS) est diluée dans la taxe d'aménagement. D'autre part, on note que les évolutions réglementaires (dont la loi MAPTAM) allègent petit à petit les compétences départementales. Cet échelon n'est donc pas retenu comme pertinent.

Enfin, parmi les échelons territoriaux existant au niveau national et possédant des compétences en aménagement, la commune ne semble pas être bien adaptée. C'est une échelle trop fine 1) pour pouvoir adopter une approche stratégique en matière d'aménagement du territoire et en lien avec ce premier point, 2) pour avoir une approche systémique et anticipée de la séquence ERC.

⁵⁰ Un ENS est un espace naturel (1) doté d'une forte valeur écologique et/ou paysagère, et (2) faisant l'objet d'un aménagement et d'une gestion garantissant l'accueil du public et la conservation des milieux et espèces patrimoniales et ordinaires. Le département a la possibilité de mettre en œuvre cette politique en disposant notamment d'un droit de préemption à ce sujet et en bénéficiant d'une taxe spécifique prélevée sur les aménagements ((Dey and Renault, 2012)

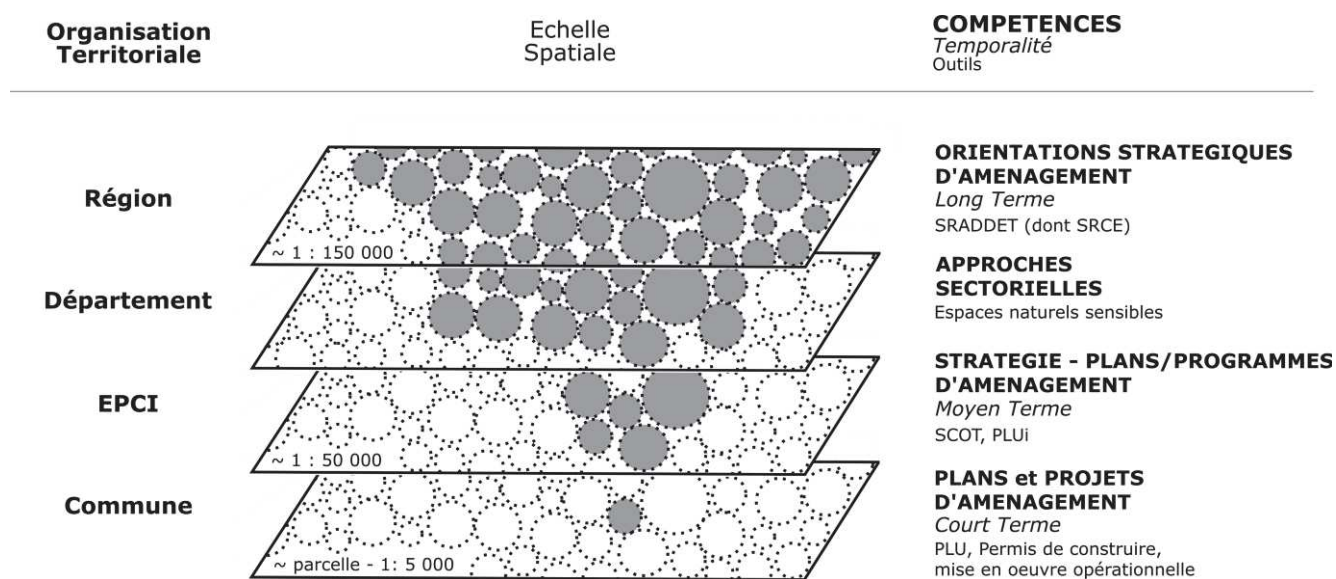


Figure 28 : Schématisation des organisations constituant le millefeuille territorial français, leurs compétences, leurs temporalités d'action ainsi que les outils qu'elles mobilisent.

Finalement, c'est l'établissement public de coopération intercommunale (EPCI) que nous avons retenu comme l'échelon territorial plus pertinent au regard notamment de son approche très « opérationnelle » de la planification de l'aménagement du territoire⁵¹.

En effet, les EPCI d'aujourd'hui ont été façonnés par deux séries de lois majeures depuis le milieu des années 1960 :

- les lois de décentralisation qui leur donnent de plus en plus de compétences : lois Defferre relatives aux droits et libertés des communes, des départements et des régions (1982) ; « loi Chevènement » relative au renforcement et à la simplification de la coopération intercommunale (1999) ; loi relative aux libertés et responsabilités locales (2004) ; réforme des collectivités territoriales (2010) ; loi de modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles (MAPTAM ; 2014) ; loi portant sur la nouvelle organisation territoriale de la république (NOTRe ; 2015)
- les lois pour un aménagement durable du territoire et une gestion économe de l'espace qui obligent les pouvoirs publics et les aménageurs à prendre en compte les questions environnementales dans l'aménagement du territoire (dont la biodiversité) : loi d'orientation foncière (1967) ; loi solidarité et renouvellement urbain (2000) ; loi Grenelle 2 (2010) ; loi pour l'accès au logement et un urbanisme rénové (ALUR ; 2014).

⁵¹ Notons que bien que l'échelon de l'EPCI retient particulièrement notre attention dans le cadre de nos recherches, cela ne signifie pas que l'EPCI est l'unique échelon adapté à une telle approche. Les compétences des autres collectivités territoriales sont nécessaires au bon fonctionnement de l'EPCI et peuvent être complémentaires en termes de mise en place d'une stratégie pour l'application de la séquence ERC (e.g., possibilité d'utilisation du SRCE régional, du réseau d'ENS départemental, ou/et des données communales comme bases pour les réflexions menées sur l'application de la séquence ERC au stade de la planification de l'aménagement du territoire d'un EPCI).

Les EPCI représentent donc un échelon territorial qui, en récupérant des compétences communales et départementales, a de plus en plus de poids en termes de prise de décision. De plus, deux de leurs compétences spécifiquement liées à l'application de la séquence ERC paraissent particulièrement importantes ici :

1) la compétence « aménagement du territoire » qui donne l'aptitude d'élaborer les documents de planification de l'aménagement du territoire (SCoT, PLUi, etc.) soumis à évaluation environnementale et donc à la réglementation ERC ;

2) la compétence « développement économique » qui leur attribue la responsabilité d'aménager des zones à vocation d'activités économiques telles que des zones d'activité concertée (ZAC), soumises à étude d'impact et donc à la réglementation ERC. Ainsi, ils sont contraints d'appliquer la séquence ERC afin de pouvoir aménager et répondre aux enjeux de développement durable de leur territoire.

Sur le plan écologique, l'EPCI est un organisme qui représente spatialement une large surface englobant généralement différentes entités paysagères mais sur lesquelles un même raisonnement peut s'appliquer. En effet, cet échelon reste malgré tout assez limité dans l'espace pour qu'une certaine unité écologique ressorte (contrairement à l'échelle régionale qui recoupe souvent des écosystèmes très différents si l'on se place aux extrémités opposées⁵²).

Enfin, dans le contexte d'évolution réglementaire on observe une réorganisation des rapports sociaux autour du problème de l'artificialisation *via* l'aménagement du territoire. Nous supposons alors que pour faciliter l'application de la séquence ERC dans le cadre de chacun des projets d'aménagement, les EPCI tentent de s'organiser et de penser la séquence ERC de façon anticipée pour systématiser son application.

7.2. Pratiques et stratégies déjà mises en œuvre par les EPCI

Bien que nous sachions que peu de choses sont implémentées à ce sujet, nous nous questionnons sur : quels apprentissages tirer des pratiques et stratégies mises en œuvre à l'échelle territoriale des EPCI ?⁵³

Pour cela, notre recherche s'organise en plusieurs temps. Nous analysons tout d'abord les réponses gestionnaires des EPCI à l'instrument ERC, puis nous poursuivons en décrivant les stratégies mises en œuvre pour appliquer la séquence ERC à l'échelle territoriale et stratégique qui en découlent et les déterminants potentiels pour expliquer l'hétérogénéité des résultats. Enfin, nous identifions les lacunes et les manques dans les approches actuelles afin d'en tirer parti pour la suite de nos travaux.

⁵² Par exemple, en Occitanie, à l'est les écosystèmes sont typiquement méditerranéens alors que l'extrémité sud-ouest se situe au centre des Pyrénées.

⁵³ Cette analyse fait l'objet d'un article en préparation avec Maya Leroy (Montpellier Research in Management, AgroParisTech, France) pour la revue *Politique et management public*. Cependant, nous n'avons pas mis le texte de cet article en annexe car il est repris quasiment intégralement dans cette partie et la partie précédente.

Nous nous sommes appuyés sur l'analyse des résultats des entretiens collectés auprès des 16 EPCI français de notre échantillon présenté en Chapitre 4. Le guide d'entretien s'articule selon les cinq volets suivants :

- la présentation du territoire administratif, géographique et « écologique » de l'EPCI ;
- la présentation de l'organisation interne autour des questions liées à la mise en œuvre de la séquence ERC (organigramme, place de l'interviewé dans l'organigramme, relation avec les autres services et directions) ;
- l'approche adoptée pour l'application d'ERC en pratique dans leurs actions ;
- s'ils envisagent d'anticiper la séquence ERC et si oui, à quelle échelle et comment ;
- leurs alliances ou partenariats pour mettre en œuvre la séquence ERC.

A partir de chacun des entretiens, un compte rendu a été rédigé et les points saillants ont été rassemblés dans un tableau synthétique regroupant tous les EPCI afin d'analyser les données.

Les entretiens nous permettent tout d'abord de valider l'hypothèse que les EPCI cherchent à s'organiser face à la contrainte réglementaire d'application de l'instrument ERC. En effet, lors des entretiens la grande majorité des agents nous ont fait part des difficultés rencontrées systématiquement pour appliquer la séquence ERC à l'échelle de chacun des projets individuels. La plupart mettent alors en place des réflexions et des actions sur l'anticipation de la séquence ERC principalement afin de faciliter le déroulement de la séquence et donc l'aménagement de leur territoire au regard des forts enjeux d'urbanisation (chômage, démographie croissante, etc.) qui sont au cœur des territoires. Les entretiens ayant commencé en 2016 puis ayant été actualisés en 2017, nous avons pu percevoir à quel point ce problème est « récent » pour eux; leurs réflexions et actions sont en cours, en pleine évolution et sont plus ou moins avancées selon les EPCI.

7.2.1. Les réponses gestionnaires des EPCI

A travers nos entretiens nous avons identifié trois adaptations gestionnaires dominantes des EPCI face à la nécessité de mettre en œuvre la séquence ERC : 1) des réorientations d'outils existants dont ils sont familiers pour l'application de la séquence ERC, 2) des remaniements organisationnels internes ainsi que 3) des nouvelles collaborations avec des acteurs extérieurs à différentes fins (compétences, assurance, renfort, financements).

La réorientation d'outils existants

Il existe déjà des outils et instruments issus de différentes politiques publiques sectorielles pour gérer des problématiques liées à la gestion des espaces naturels ou agricoles au sein de l'espace urbain. Comme Dey et Renault (2012) le décrivent déjà dans le contexte large de la prise en compte de la biodiversité au niveau départemental, pour s'adapter à la nouvelle réglementation ERC issue d'une réglementation « souple » et sans outils dédiés et ajustés à son application, des instruments sont « recyclés » en étant utilisés à des fins qui n'étaient pas l'objectif initial de l'instrument pour aider à mettre en place une stratégie pour anticiper la compensation à l'échelle du territoire, ou plus marginalement, l'évitement.

Au niveau spatial, bien que cela représente un risque, anticiper la recherche de zones compensatoires est stratégique pour les aménageurs qui peinent à trouver des zones pertinentes à l'échelle de chacun des projets (disponibilité et prix du foncier dans des zones périurbaines en tension foncière, pertinence écologique et économique) sans trop retarder ces derniers.

La trame verte et bleue (TVB) est l'outil sur lequel les EPCI se basent le plus pour leur stratégie de compensation : 10 EPCI sur les 16 étudiés utilisent la TVB comme support privilégié pour rechercher les zones de compensation, et 2 autres EPCI réfléchissent à l'utilisation de cet outil. Cet instrument cartographie les zones fonctionnelles pour la biodiversité (réservoirs et corridors) sur l'intégralité du territoire. Il est cadré par les SRCE régionaux obligatoires depuis la loi Grenelle 2. Il existe une obligation de « prise en compte » du SRCE régional dans les documents d'urbanisme (SCoT, PLUi, etc.) rédigés par les EPCI. Ainsi, l'outil TVB est bien accepté et intégré par les politiques au niveau local car contraint par la réglementation et de type « top-down ». La TVB et ERC semblent être des outils complémentaires qui se servent l'un l'autre sur le plan écologique, organisationnel, financier et opérationnel, mais cette opportunité de lien entre les deux instruments peut aussi être discutée, notamment concernant leur additionnalité (Camproux-Duffrène et Lucas, 2012; ces idées sont aussi développées plus en détail dans l'Article [7]).

Cependant, à lui seul, l'outil TVB ne permet pas d'identifier des futures zones de compensation car : 1) il ne donne pas d'information sur les sites hors des corridors et réservoirs écologiques, 2) le territoire au sein des trames n'est pas hiérarchisé et 3) il ne fournit aucune information sur l'état de la faune, de la flore, des habitats naturels ou des fonctionnalités écologiques qui y sont associés. D'autres outils peuvent alors rentrer en compte, comme les ZNIEFF qui sont des zones d'inventaires reconnues pour être des ensembles écologiquement cohérents et abritant des espèces patrimoniales (Mathevet *et al.*, 2013) et donc des indices pour les décideurs de zones à enjeux écologiques prioritaires. Les outils SAGE et SDAGE peuvent aussi être mobilisés sur les territoires où les zones humides sont à enjeux. Enfin, un outil comme les aires d'alimentation de captage (AAC) est aussi quelque fois une donnée retenue pour la recherche amont de zones de compensation (données utilisées dans un EPCI et à l'état de réflexion dans deux autres). En effet, du point de vue des aménageurs, mettre en œuvre de la compensation sur ces zones « gelées » (car non artificialisables), permet d'« économiser » les espaces qui ne sont contraints par aucune réglementation environnementale et donc sur lesquels l'aménagement est plus aisé.

Finalement, les outils évoqués ci-dessus ne permettent pas d'avoir une vision fine de la biodiversité sur tout le territoire. C'est pourquoi, au regard de ce manque de recouvrement global du territoire certains EPCI visent à développer les connaissances naturalistes sur leur territoire afin de mieux pouvoir identifier des zones stratégiques pour la compensation. L'observatoire de la biodiversité peut être un outil adapté pour cela. Aujourd'hui, à travers les études environnementales engendrées par les études d'impact notamment, les EPCI engrangent des données naturalistes. Alors que deux des 16 EPCI parlent de cet observatoire comme une simple compilation de données naturalistes, deux autres assignent de nouveaux objectifs aux observatoires qui peuvent désormais aider à réfléchir l'application anticipée de la séquence ERC. Par exemple, les données de l'observatoire peuvent être traitées dans le but de produire une nouvelle information à l'aménageur pour l'aider à localiser son projet (par ex. les aménageurs de Nantes Métropole collaborent avec le conservatoire botanique qui leur fournit une couche d'alerte avec des polygones 500mx500m dans lesquels il est indiqué s'il y a des

espèces végétales à enjeu fort). Cet outil paraît très puissant car à travers l'exploitation de données aujourd'hui inutilisées, il donne une opportunité d'avoir des connaissances sur l'intégralité du territoire. Cependant il n'est pas très investi par les EPCI pour la recherche de zones potentielles pour la compensation ou de zones à éviter.

En termes de mise en œuvre, nous avons vu qu'anticiper la compensation c'est aussi réfléchir en amont à la gestion des terrains des compensations futures.

Dans ce cadre, plusieurs EPCI mettent en œuvre (dans deux cas) ou réfléchissent (dans deux autres cas) à passer des contrats avec des agriculteurs pour des espèces et cortèges d'espèces inféodées aux milieux agricoles. Sur le principe des MAE (mesures agro-environnementales), outil cadré par la PAC au niveau européen, ses contrats de compensation peuvent être signés avec les agriculteurs. Ces derniers impliquent un changement des pratiques de l'agriculteur pour qu'elles soient plus compatibles avec le cycle de vie des espèces cibles dans le but de les conserver et même de favoriser leur développement. Même si les contrats dans le cadre de mesures compensatoires peuvent être très similaires à ceux des MAE de la PAC, ils s'en distinguent cependant car même si l'agriculteur reste volontaire, le maître d'ouvrage lui est contraint, il y a une obligation de résultat positif de la mesure mise en œuvre et la plus-value écologique de la mesure est contrebalancée par une perte issue du projet d'aménagement correspondant. Ce type de compensation est intéressant pour l'EPCI qui ne doit pas nécessairement acquérir le foncier, ce qui réduit nettement la contrainte financière et administrative liée à l'acquisition. Cependant en pratique, un engagement sur le long terme est complexe pour les agriculteurs, ces mesures peuvent rentrer en compétition avec les mesures de la PAC et enfin, les résultats écologiques ne sont pas certifiés (Le Coënt *et al.*, 2017). L'anticipation peut aussi être complexe à gérer au regard des calendriers incertains des projets d'aménagement portés par les EPCI qui doivent prendre un risque financier quand ils s'engagent dans des contrats avec des agriculteurs en amont de la réalisation des projets.

Une autre approche plus ajustée aux besoins de l'EPCI est souvent mobilisée, celle des plans d'actions. Initialement les plans d'actions sont plutôt utilisés dans le domaine des entreprises : plan d'action marketing ou plan d'action commercial. Dans le cadre de la prise en compte des milieux naturels ou de la biodiversité dans l'aménagement du territoire, les EPCI élaborent des plans d'actions pour la conservation d'une espèce à enjeux très fréquemment affectée (par ex. : Le Grand Lyon avec leur plan d'action pour l'œdicnème criard), pour un type d'habitat naturel à enjeux et très fréquemment détruit (par ex. : Chambéry Métropole avec leur plan d'action en faveur des zones humides), ou spécifiquement adapté à une zone à enjeux écologiques et économiques forts (par ex. : Bordeaux Métropole avec leur « plan guide » pour l'OIM⁵⁴ Bordeaux Aéroparc). Ces plans d'action sont élaborés en collaboration avec des partenaires pertinents et validés en amont avec les services de l'État. Ainsi, ils facilitent largement l'aménagement en systématisant en amont une prise en compte d'un enjeu redondant et bloquant sur leur territoire. L'objectif officiel des plans d'actions est toujours plus large que simplement assurer la compensation écologique, même si souvent, la compensation est (plus ou moins officieusement) la raison d'être du plan d'action. Ces réponses ajustées ne couvrent cependant

⁵⁴ OIM : opération d'intérêt métropolitain

souvent qu'un enjeu : une espèce, un habitat naturel phare ou une zone d'aménagement stratégique à enjeux écologiques forts par exemple.

Enfin, sur le plan foncier, les EPCI tentent de s'organiser pour bloquer des sites afin d'y compenser leurs impacts. Différents outils sont évoqués par une minorité d'EPCI, la plupart des EPCI n'ayant pas une stratégie d'ensemble encore assez approfondie et mûrie pour en arriver à la question du foncier.

Les outils du foncier recyclés dans le cadre de la compensation et de son anticipation peuvent être la déclaration d'utilité publique (DUP). Généralement utilisée pour l'acquisition de terrains pour des projets de type ZAC, équipements, infrastructures, la DUP n'est possible que si l'« utilité publique » est prouvée à travers une enquête d'utilité publique. Au regard de la pression foncière sur les territoires des métropoles françaises, deux EPCI de notre échantillon se questionnent aujourd'hui sur la possibilité d'exproprier pour faire de la compensation écologique. Un autre outil évoqué est la fiducie, avec notamment l'émergence de nouveaux prestataires potentiels spécialisés dans cet outil et proposant leur service pour une mise en œuvre facilitée de la compensation (ex., l'entreprise Hélios Fiducie qui démarche Roannais Agglomération).

Comme nous l'avons introduit plus haut, on observe globalement un focus sur l'anticipation de la compensation, l'évitement étant un sujet moins traité et moins réfléchi au sein des EPCI. Sur les 16 EPCI, deux explicitent clairement que leur stratégie s'articule autour de la question phare de l'évitement. Pour ce faire, en plus d'inculquer une philosophie de l'aménagement basée en priorité sur l'évitement, leur stratégie se base à nouveau principalement sur l'outil TVB. L'un travaille en détail sur les fronts d'urbanisation à travers les corridors et les réservoirs pour stopper l'artificialisation au niveau des secteurs à enjeux, l'autre travaille sur la hiérarchisation des enjeux par sous-trame écologique avec notamment un zonage dans le PLUi spécifique pour éviter au maximum les futurs impacts sur les espaces les plus sensibles.

Pour finir, sur le plan stratégique certain EPCI évoquent le SCoT et/ou le PLUi comme des outils phares sur lesquels s'appuyer pour élaborer une stratégie ERC. Le SCoT est plutôt évoqué par les EPCI porteurs de leur propre SCoT : sur les cinq EPCI porteurs du SCoT en interne, trois travaillent sur la séquence ERC en lien avec le SCoT, et un travail sur le PLUi car leur PLUi fait office de SCoT. Le PLUi est utilisé ou évoqué comme document stratégique pour appliquer ERC par certains EPCI dont le SCoT est plus large que leur territoire et donc qui n'ont pleinement la main sur leurs documents d'urbanisme qu'à partir du PLUi.

Des modifications organisationnelles en interne

Dans ce contexte de remaniement (restriction budgétaire et réorganisation territoriale *via* la loi MAPTAM notamment) et pour faire face à la nouvelle réglementation liée à l'application de la séquence ERC, les EPCI s'adaptent aussi en modifiant leur organisation.

On note tout d'abord dans tous les EPCI l'apparition d'une nouvelle mission « ERC » qui s'ajoute aux missions de postes existants dont la mission originelle pouvait être centrée sur la

politique TVB, sur la gestion et l'animation des sites Natura 2000, sur les plans énergie-climat ou encore sur la gestion des zones humides. Cette nouvelle mission consiste au minimum en l'accompagnement des chefs de projet et en une expertise écologique sur la mise en œuvre de la séquence ERC dans leur projet d'aménagement. Des objectifs plus stratégiques peuvent aussi être commandités par les élus ou impulsés par les agents en plus du simple accompagnement des chefs de projet pour les projets individuels. Selon les EPCI, cette mission n'est pas forcément inscrite officiellement sur la fiche de poste de l'agent et elle est plus ou moins assumée, connue et reconnue par les autres services.

De plus, la séquence ERC peut aussi engendrer la création de nouveaux postes. Ces nouveaux postes peuvent être en interne. Par exemple, le Grand Narbonne ouvre un poste en planification où un profil gestion des milieux naturels est recherché afin de gérer les enjeux biodiversité/ERC à l'échelle de la planification; Saint-Etienne Métropole finance un poste pour renforcer les missions TVB/ERC grâce aux financements régionaux dans le cadre d'un contrat Vert & Bleu. Le financement de postes en externe peut aussi être une solution choisie. Par exemple, pour son « Projet Biodiversité » Bordeaux Métropole finance une mission au conservatoire botanique qui va permettre de créer un poste dédié pendant 3 ans sur la cartographie des habitats naturels sur le territoire et un poste de post-doctorat à l'université de Bordeaux pour travailler sur des graphes paysagers multi-espèces, ceci dans l'objectif d'avoir des connaissances écologiques fines du territoire pour élaborer une stratégie ERC.

Enfin, la mise en œuvre de la séquence ERC et le croisement nécessaire des compétences entre aménagement urbain et gestion des espaces naturels nécessitent des collaborations entre les services, et donc une nouvelle organisation entre services. Pour la plupart des EPCI, la collaboration inter-service n'est pas systématique et les chefs de projet du service d'aménagement opérationnel consultent au coup par coup la personne ayant la mission « ERC » (par ex., Grand Narbonne, Grenoble-Alpes Métropole, Nîmes Métropole, Toulouse Métropole, Dunkerque Grand Littoral). Dans d'autres cas, le service hébergeant la mission « ERC » tente de systématiser la collaboration à travers des « fiches procédure » pour chaque projet (ex. Nantes Métropole) ou bien *via* un appel chaque année pour recenser les projets qui vont être menés (ex. Métropole Nice Côte d'Azur) afin de lisser les pratiques au sein des projets de l'EPCI et d'améliorer l'application de la séquence ERC.

De nouveaux alliés

Enfin, pour répondre aux nouveaux défis imposés par la politique ERC, les EPCI sont obligés de s'entourer de nouveaux alliés. En effet, pour légitimer l'action publique environnementale, l'internalisation de la politique ERC au sein des EPCI suscite la mobilisation de nouvelles compétences, de connaissances et de savoir-faire. Pour cela, les EPCI ont recours à des partenaires « experts » qui, dans un contexte global de recours accru à l'expertise environnementale pour justifier l'action publique, se multiplient et se diversifient (Granjou & Mauz, 2007). Ainsi, certains acteurs « experts » peuvent être privilégiés car ils apportent des compétences ou/et des garanties par rapport aux choix effectués et aux décisions prises. D'autres peuvent permettre d'accéder à des moyens externes (humains ou financiers).

Tout d'abord les EPCI s'allient pour compléter leurs compétences souvent très lacunaires sur le plan des connaissances naturalistes, de gestion de la biodiversité, et sur le plan foncier pour

l'application de la séquence ERC. L'alliance se fait en général à travers des prestations de services.

Le premier allié classique et systématique est le bureau d'études pour l'expertise naturaliste et l'expertise sur la mise en œuvre de la séquence ERC. En effet, il est missionné pour tous les travaux d'inventaires naturalistes sur le terrain, pour la rédaction des études d'impact ou des évaluations environnementales, pour proposer les mesures ERC, élaborer des plans de gestion, proposer des mesures de suivi et d'évaluation des mesures sur le long terme, en encore accompagner l'EPCI dans l'élaboration d'une stratégie. Les bureaux d'études sont impliqués au cas par cas pour chacun des projets d'aménagements individuels dans la majorité des cas, seuls 3 EPCI ont instauré un marché plus global à travers un « marché à bon de commande » sur plusieurs années pour simplifier l'accès à l'expertise au niveau administratif, faciliter et systématiser l'anticipation à travers la réalisation de pré-diagnostic en amont des projets par exemple (Nîmes Métropole, Toulouse Métropole, Métropole Nice Côte d'Azur).

Le CEREMA⁵⁵ en tant qu'organisme public et expert scientifique et technique notamment sur le thème de la biodiversité, peut aussi être une ressource pour l'expertise environnementale tout en apportant une caution scientifique. Cependant seulement 1 EPCI a recours à cet organisme pour l'aider à développer sa stratégie ERC (Nantes Métropole).

En termes d'association, le conservatoire des espaces naturels (CEN) est aussi un acteur ressource sur les territoires pour la gestion des milieux naturels, l'expertise et l'historique territorial (les CEN existent depuis beaucoup plus longtemps que les bureaux d'études). En plus des autres associations, le CEN a l'avantage de disposer d'un fond de dotation qui est un outil juridique adapté pour recevoir du foncier. Cela permet de pérenniser l'action environnementale sur ces terrains, ce qui peut être une garantie apportée à l'État pour la pérennité des mesures de compensation. De plus, en tant qu'association fédérée au niveau national, ils se positionnent explicitement comme acteurs de la compensation (cf. charte éthique nationale régissant leur implication dans des projets liés à des mesures compensatoires⁵⁶).

Enfin, bien qu'elles aient une double casquette expert/contre-pouvoir qui peut nuire à leur réputation auprès des aménageurs, les associations de protection de la nature (APN) peuvent fournir une expertise naturaliste et accompagner, sensibiliser et former les agents notamment sur l'application de la séquence ERC (par ex. à Grenoble-Alpes Métropole une mission de formation des agents sur l'intégration de la biodiversité dans les projets a été confiée à la LPO).

En termes de gestion de la compensation les bureaux d'études et les CEN se positionnent sur les territoires. D'autres acteurs sont aussi mobilisables comme les agriculteurs ou d'autres opérateurs de compensation plus spécialisés (e.g., la CDC Biodiversité). Cependant, les EPCI n'ayant pas encore de positionnement politique assez mûr sur l'anticipation de la séquence ERC à l'échelle territoriale et stratégique, la compensation par l'offre reste au stade de réflexion.

Une petite partie des EPCI se rapproche aussi d'organismes pour leurs compétences foncières. C'est le cas de Chambéry Métropole qui contractualise avec la SAFER pour la prospection

⁵⁵ CEREMA : centre d'étude et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement

⁵⁶ http://www.reseau-cen.org/sites/default/files/fichiers/depliant_charte_ethique-vf.pdf

foncière et l'animation foncière de zones de compensations futures. La chambre d'agriculture peut aussi être un relai pour le foncier agricole, l'expertise agricole et leur lien marqué avec les agriculteurs (Roannais agglomération, Nîmes Métropole).

Enfin, des ressources en interne peuvent être mobilisées plus en tant que main d'œuvre que pour des questions de compétence. C'est le cas des agences d'urbanisme, lorsqu'elles existent, qui peuvent être une ressource intéressante en tant qu'expertise facilement mobilisable car internalisée : le coût n'est pas pris sur le budget du service (Toulouse Métropole, Nîmes Métropole). Leur échelle de réflexion peut aussi être très pertinente si elle recouvre les EPCI d'un même SCoT (Dunkerque Grand Littoral). Toutefois, leur expertise est axée majoritairement sur l'urbanisme et le milieu urbain, plutôt que sur la gestion des milieux naturels et la biodiversité. Des stagiaires peuvent aussi être recrutés et jouer un rôle indispensable à la collectivité. Par exemple, dans l'un des EPCI, ils envisagent de recenser et de suivre les mesures compensatoires grâce au travail d'un stagiaire tous les 2 ans. Le stagiaire serait donc nécessaire à la stratégie mise en place et il ferait un travail qu'aucun agent n'aurait le temps de faire faute de moyens. Selon eux, le choix entre un stagiaire et un bureau d'études pour cette mission dépendra de l'exigence du service instructeur.

Certaines alliances peuvent aussi être stratégiques pour garantir un aménagement du territoire sans encombre. On peut parler d'une alliance « assurance ».

Dans certains EPCI (une minorité), des APN sont associées dans le montage des projets. Grenoble-Alpes Métropole parle de « méthode constructive ». Ils font alors le choix d'un modèle de décision qui se rapproche du « Concertier-Analyser-Choisir », plutôt que « décider-annoncer-défendre » (Mermet *et al.*, 2004). Cette approche assure en partie que le point de vue des associations et leurs revendications seront pris en compte en amont, lors de l'élaboration du projet, ce qui diminue les risques d'opposition une fois que les procédures d'aménagement sont bien avancées. Cela permet de créer un climat de confiance et, par la même occasion, d'améliorer la conception des projets. On peut aussi noter l'association de chercheurs pour créer de nouveaux outils « scientifiques » et donc plus robustes selon les agents interviewés. Le recours aux chercheurs peut aussi être une stratégie s'appuyant sur l'aspect « innovation » des travaux produits (ex. Bordeaux Métropole).

Enfin, le passage de l'échelle projet à une échelle plus large pour l'application d'ERC pose un problème central de moyens. En effet, à l'échelle des projets le financement des actions liées à la séquence ERC peut être intégré au bilan économique du projet car le projet résulte en un retour sur investissement (une fois la ZAC viabilisée, les lots sont vendus à des entreprises), alors qu'à une échelle territoriale, il n'y a pas de moyen de financement pour la prise en compte de la biodiversité dans l'aménagement du territoire. Des partenaires financiers sont donc indispensables dès qu'il s'agit de sortir de l'approche « par projet ». Par exemple les EPCI peuvent répondre à des appels à projet du ministère, des régions ou du département dans le cadre de la TVB ou de l'agence de l'eau si des zones humides sont concernées (Bordeaux Métropole, Chambéry Métropole).

L'internalisation de l'instrument ERC a donc engendré un certain nombre de modifications dans l'organisation des EPCI et leurs pratiques, résumées dans le Tableau 8. Cependant, ces changements ne sont pas radicaux. En effet, beaucoup des adaptations semblent être le résultat de tâtonnements, de bricolage sur un sujet sur lequel les EPCI sont réservés car détenteurs de

très peu d'expertise. On note enfin une grande hétérogénéité des réponses adaptatives selon les EPCI qui peut se traduire en différents types de stratégies.

Tableau 8: Récapitulatif des principales adaptations gestionnaires des EPCI pour appliquer l'instrument ERC

Outils réorientés	Réorganisation	Alliances
En termes spatiales <ul style="list-style-type: none"> • TVB • ZNIEFF • AAC • SAGE/SDAGE • Observatoire 	<ul style="list-style-type: none"> • Nouvelle mission • Nouveau poste en interne ou en externe • Nouvelle organisation entre services 	Comme « complément de compétences » : <ul style="list-style-type: none"> • Expertises naturalistes et gestions des espaces naturels <i>(bureaux d'études, CEN, APN⁵⁷, CEREMA)</i> • Gestion des espaces naturels purement <i>(agriculteurs, ou autre opérateurs tel que CDC Biodiversité)</i> • Foncières <i>(SAFER, CA)</i>
En termes de gestion <ul style="list-style-type: none"> • MAE • Plan d'action 		Comme « renfort » <i>(agence d'urbanisme, stagiaires)</i>
En termes fonciers <ul style="list-style-type: none"> • DUP • Fiducie 		Comme « assurance » : <ul style="list-style-type: none"> • APN • Chercheurs
En termes stratégiques <ul style="list-style-type: none"> • SCoT • PLUi 		Comme « financeurs » <i>(Ministère, régions, département, ...)</i>

7.2.2. L'adoption de différentes stratégies selon les EPCI

A travers les outils utilisés, leur organisation et les alliances qu'ils créent, les EPCI adoptent des approches différentes pour la mise en œuvre de la séquence ERC.

En effet, l'EPCI peut avoir une entrée plus ou moins globale de son territoire et de sa biodiversité : la réflexion porte-t-elle sur le territoire dans son ensemble ou seulement sur un secteur donné ? Sur la biodiversité dans son ensemble ou seulement sur une seule espèce ou un seul habitat naturel ? La réflexion se fait-elle en faveur de tous les maîtres d'ouvrage publics et privés ou juste pour les opérations dont l'EPCI est maître d'ouvrage ? Par exemple, l'utilisation de l'outil TVB comme base pour élaborer une stratégie de compensation sous-entend que l'approche sera plutôt territoriale (en opposition à une approche projet-centré).

L'approche pour l'application de la séquence ERC peut aussi être envisagée de façon plus ou moins stratégique et anticipatrice : Est-ce que la séquence ERC est envisagée dès les documents de planification ? Ou bien le sujet n'apparaît que pour l'élaboration de chacun des projets individuels ? Par exemple, la mobilisation du SCoT ou du PLUi pour inscrire des orientations pour l'application de la séquence ERC témoigne d'une vision stratégique de la question.

⁵⁷ APN : Association de protection de la nature

Enfin, concernant les phases de la séquence ERC, alors que la plupart des EPCI focalisent sur l'anticipation des compensations futures (3^e étape de la séquence ERC), d'autres travaillent et s'organisent d'abord par rapport à la phase d'évitement.

En fonction de ces choix et positionnements, on peut identifier deux stratégies principales et une posture « par défaut » regroupant les EPCI en : 1) proactifs pragmatiques, 2) proactifs programmeurs et 3) réactifs. Ces trois groupes d'EPCI décrits ci-dessous ne sont pas nettement tranchés et peuvent être plutôt envisagés selon un gradient (Figure 29).

Tout d'abord, $\frac{3}{4}$ des EPCI appartiennent au groupe des proactifs de terrain dit les « pragmatiques ». Ils envisagent leur territoire « sectoriellement » (*i.e.*, par un angle qui peut être un habitat naturel comme les zones humides, un site d'extension stratégique, une espèce ...), ont du mal à sortir de l'approche « par projet » et n'ont pas de vision à long terme (ils voient à l'horizon des 4 ou 5 prochaines grosses opérations). Ils travaillent principalement sur l'anticipation de la compensation en cherchant des sites adéquats, en priorité dans le foncier public, grâce au croisement de différents outils existants (ZNIEFF, TVB, AAC, etc.). Au niveau de l'organisation, ils en sont aux balbutiements et les chefs de projets ne sont pas systématiquement accompagnés sur le volet ERC, cependant on observe une dynamique vers une systématisation de coopération inter-services. Ils forment des alliances avec différents acteurs pour pouvoir passer à l'action. Ce sont des EPCI en pleine réflexion qui attendent principalement les accords politiques ou les déblocages financiers pour avancer.

L'ensemble des proactifs *via* la planification dit, les « programmeurs » regroupe quelques EPCI de l'échantillon (1 à 4 EPCI selon les bornes que l'on administre à ce groupe sur le gradient). Ils envisagent leur territoire globalement, de façon systémique et stratégique en mobilisant les documents de planification pour anticiper l'évitement et la compensation. Ils transcendent les outils qu'ils mobilisent en allant bien au-delà de leur objectif initial (par ex. Métropole Rouen Normandie, où une stratégie ERC a été élaborée par grande sous-trame écologique de la TVB, et inscrite au SCoT puis au PLUi). Ils sortent du focus sur la compensation et réfléchissent plus systématiquement à éviter en amont les espaces les plus sensibles. Ainsi, le SCoT par exemple peut servir à asseoir les orientations politiques et stratégiques par rapport à l'anticipation d'ERC sur le territoire en donnant des orientations, des règles. Ce document peut aussi servir à l'EPCI pour se positionner comme chef d'orchestre/interlocuteur de la compensation sur leur territoire (par ex. : Métropole Rouen Normandie, Montpellier Méditerranée Montpellier ou encore le Grand Narbonne qui le projette en ayant mis explicitement la nécessité d'une réflexion sur ERC dans le cahier des charges pour la révision du SCoT). En termes d'organisation, ce sont des EPCI qui ont systématiquement un service dédié à la gestion de la biodiversité, avec *a minima* un agent dédié au sujet ERC. Souvent ils ont un soutien politique fort.

Enfin, deux EPCI peuvent être qualifiés de « réactifs ». Ils font le minimum pour être légalement en phase avec la réglementation mais ils ne mènent pas (encore) de réflexion par rapport au sujet. En matière de biodiversité, ils travaillent principalement actuellement sur la TVB sur leur territoire.

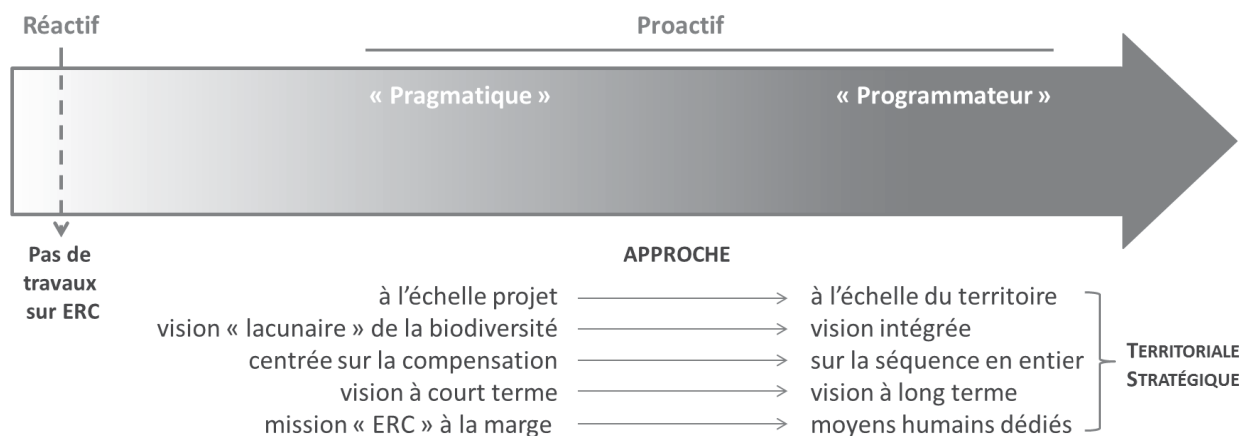


Figure 29 : Gradient des approches des EPCI, d'une posture réactive à une stratégie proactive de l'application de la séquence ERC

Enfin, parmi les proactifs, on peut voir se dessiner deux grands types de positionnement pour accompagner les changements induits par la politique ERC.

D'une part, au-delà de simplement sensibiliser les autres services et/ou les élus sur les questions de biodiversité et d'ERC, certains ont pour objectif de « changer le mode de penser », d'inculquer une nouvelle philosophie au sein de l'EPCI. Par exemple, Grenoble-Alpes Métropole essaye de « penser biodiversité avant de penser aménagement ; faire de la biodiversité un sujet transversal ; arriver en amont de l'aménagement ; impulser une nouvelle philosophie d'aménagement ; inverser la tendance ? ». Dunkerque Grand Littoral de son côté déclare que « la biodiversité doit être vue comme une qualité du territoire plutôt qu'une contrainte » et pour cela, ils travaillent sur l'observatoire de la biodiversité et sur la communication auprès des maires.

D'autre part, certains EPCI misent sur l'« intelligence territoriale ». Du fait que l'enjeu écologique est dur à porter financièrement et politiquement, l'objectif est de mutualiser le portage de ces enjeux avec des actions associées à d'autres enjeux sur un seul site (agriculture durable, ressource en eau, risques, loisirs, etc.). Selon Métropole Rouen Normandie, « c'est une approche qui va faire des petits car elle est 'intelligente' pour les territoires agricoles ». Ainsi, leur stratégie se base sur l'alliance entre compensation écologique liée aux forêts et les intérêts agricoles, de production sylvicole et de loisirs, ou encore sur la mutualisation entre les enjeux d'agriculture durable, de gestion des ressources en eaux et les enjeux écologiques pour la compensation des milieux silvicoles.

On peut émettre des hypothèses sur différents déterminants pour expliquer l'hétérogénéité des adaptations gestionnaires et des stratégies adoptées par les EPCI. En effet, la dynamique démographique, le contexte environnemental, biogéographique ou réglementaire plus ou moins contraignant pour l'aménagement (montagnes comme à Grenoble-Alpes Métropole, zones humides comme à Chambéry Métropole ou Bordeaux Métropole, fleuve, forêt, AOP/AOC comme à Nîmes Métropole, sites Natura 2000, territoire de PNR comme au Grand Narbonne...), la présence de contre-pouvoirs actifs ou encore le contexte historique particulier du territoire

(ex., Nantes Métropole et le projet Notre-Dame des Landes) peuvent largement influencer sur la nécessité politique et/ou opérationnelle plus ou moins pressante des EPCI à s'organiser pour mettre en œuvre la séquence ERC de façon anticipée et proactive et la façon de le faire. Certains interviewés ont fait remarquer que le manque de soutien politique vis-à-vis des questions liées à ERC ou à la préservation de la biodiversité pouvait largement entraver la proactivité des agents à ce sujet. Enfin, d'après nos résultats, il semble que le portage du SCoT en interne peut jouer positivement sur l'adoption d'une approche territoriale et stratégique de la séquence ERC. En effet, un syndicat mixte dont les EPCI en question sont membres élabore le SCoT dès lors qu'il recouvre un territoire regroupant plusieurs EPCI. Ce dispositif ne permet pas à chacun des EPCI d'avoir la main sur l'élaboration du SCoT comme c'est le cas pour les EPCI dont le SCoT ne recouvre que leur territoire (e.g., Montpellier Méditerranée Métropole, Métropole Rouen Normandie, Métropole Nice Côte d'Azur).

7.2.3. Des manques et lacunes pour une mise en œuvre anticipée de la séquence ?

Ces résultats nous permettent de mettre en avant certains manques actuels qui tendent à freiner les EPCI pour adopter une démarche plus territoriale et stratégique de l'application de la séquence ERC. Nous revenons en particulier sur trois points limitants :

Tout d'abord, les EPCI manquent de compétences, de moyens et souvent de soutien politique. Le manque de compétence naturaliste et en gestion des espaces naturels peut limiter leur capacité à identifier leurs besoins en termes de données, d'outils, de collaborateurs. De plus, la mission ERC étant souvent à la marge dans les fiches de poste des agents, ces derniers ne peuvent prendre que peu de temps pour se former ou s'informer à ce sujet. Le manque de moyens peut limiter les collaborations avec des experts ou des collaborations qui seraient pertinentes en s'inscrivant dans le temps par exemple. Enfin le soutien politique est nécessaire pour débloquer des fonds et pour faire des choix engageants au sein des EPCI, or ce soutien est souvent absent, le sujet n'étant pas systématiquement jugé comme politiquement prioritaire.

Le deuxième point correspond au manque de vision globale de la biodiversité sur le territoire. En effet, les outils existants pour la préservation de la biodiversité ne donnent que des visions partielles de la biodiversité et ne fournissent souvent que peu d'information sur les espaces périurbains les plus soumis aux pressions anthropiques et à une fragmentation et une perte accrue d'habitats naturels. De plus, nous avons vu que les observatoires de biodiversité sont très peu utilisés, peut-être à cause des limites évoquées dans le premier point qui ne permettent pas une implémentation et une animation adaptée pour cet outil. Cependant, sans vision globale de la biodiversité sur le territoire, il n'est pas possible d'élaborer une stratégie d'évitement à l'échelle du territoire en amont des projets individuels.

Le troisième point renvoie au fait qu'il n'existe pas de cadre national ou régional standardisé ajusté à cette problématique et donc pas d'indicateurs prédéfinis pour anticiper la compensation. Les EPCI, par manque de temps, de moyens et de compétences sont donc amenés à s'arranger avec les outils qu'ils connaissent pour trouver des solutions à leurs problèmes.

De fait, les EPCI s'activent plus ou moins, mais chacun de leur côté, sans communication et échanges entre eux, ce qui semble limiter largement l'évolution globale des pratiques.

Pour finir, certains EPCI identifient les documents d'urbanisme tel que le SCoT et le PLUi comme des outils stratégiques à mobiliser pour mettre en œuvre une démarche territoriale d'anticipation de la séquence ERC. En effet, ce sont des documents puissants car opposables et avec une partie prescriptive. Ils permettent la localisation et la délimitation des zones agricoles, naturelles et urbanisées ou à urbaniser.

Par la suite nous tâchons d'amener des éléments de réflexion pour pallier ces lacunes à travers une démarche méthodologique à articuler avec des documents de planification de l'aménagement.

7.3. Réflexion sur l'élaboration d'une démarche méthodologique

Au regard des limites identifiées dans notre enquête auprès des EPCI, nous souhaitons développer une démarche méthodologique permettant d'aider les collectivités à adopter une approche plus territoriale et stratégique de la mise en œuvre de la séquence ERC. Pour cela, nous nous sommes fixés des règles et objectifs.

Tout d'abord, pour ce qui est de l'absence de méthodologies ajustées, l'objectif est bien de développer une démarche méthodologique adaptée à la problématique de l'application anticipée de la séquence ERC. Pour remédier au manque de vision globale du territoire, nous avons choisi de partir prioritairement de données brutes qui recouvrent tout le territoire plutôt que de partir de zonages existants, dont les décideurs sont déjà en possession. Enfin, pour atténuer les limites liées au défaut de compétence notamment, nous organisons et pensons le développement de la démarche méthodologique en collaboration étroite avec les acteurs du territoire dans un but de sensibilisation et afin que ces derniers s'approprient les résultats.

Pour mener cette réflexion nous nous sommes inspirés des étapes du *systematic conservation planning* (SCP). C'est une démarche de recherche initiée en 2000 par Margules et Pressey et qui vise à prioriser les espaces de façon intégrée pour sortir des approches *ad hoc* ou basées sur seulement quelques indicateurs (Encart 8). Depuis la création du SCP, beaucoup de travaux ont repris et complété le principe et la démarche. Bien que fondamentalement, les étapes du SCP reposent sur la proposition de Margules & Pressey, aujourd'hui le nombre d'étapes du SCP varie selon les auteurs. Le début des années 2010 est marqué par plusieurs travaux qui font le lien entre le SCP et l'application de la séquence ERC. D'après Kiesecker *et al.* (2010) et McKenney & Kiesecker (2010), la conjugaison de l'approche SCP avec l'application de la séquence ERC permet notamment de mener des actions plus efficace sur le plan écologique, social et économique.

Nos travaux se sont organisés en cinq étapes explicitées ci-dessous, dans la logique des étapes du SCP (Encart 9). Ils ont vocation à être répétables au sein d'autres EPCI ou plus largement d'autres organismes français ou internationaux selon les besoins et stratégies (région, département, agences pour la biodiversité, etc.).

Dans notre cas, le développement de la démarche méthodologique s'est fait sur le cas du territoire Montpellier Méditerranée Métropole (3M). L'Article [5] aborde spécifiquement cette étude.

ENCART 8 : LE SYSTEMATIC CONSERVATION PLANNING ET LA SEQUENCE ERC

Le lien entre le SCP et la séquence ERC résulte d'une évolution majeure de l'approche de la conservation et de sa planification au cours du temps.

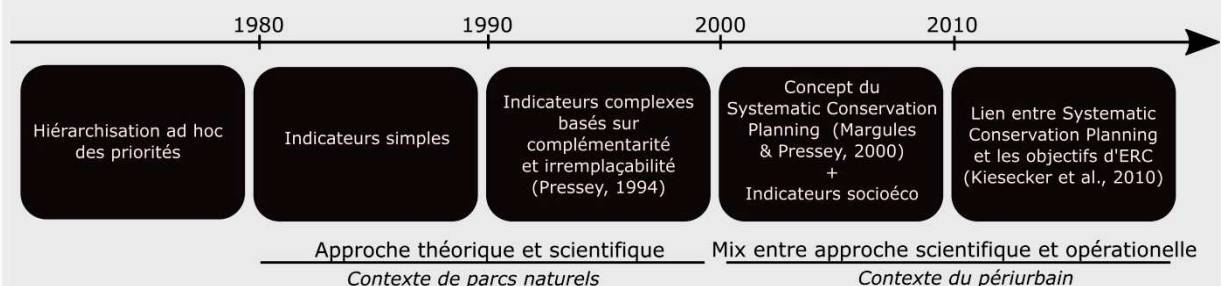
En effet, les approches « intégrées » pour la conservation étaient au départ liées seulement au contexte des réserves ou des parcs naturels, à travers une approche « protectionniste » de la conservation de la nature. Les premières mesures des politiques environnementales concernaient la mise sous cloche d'espaces naturels ad-hoc. Dans les années 80, des procédures de notation simple, des programmes linéaires et des analyses itératives ont émergé afin de sortir de l'approche ad-hoc mobilisée jusqu'alors et de définir de façon plus pertinente les périmètres des réserves sur le plan écologique.

Dans les années 90, les critères utilisés pour hiérarchiser se complexifient. Certains scientifiques amènent notamment les notions d'irremplaçabilité et de vulnérabilité pour hiérarchiser les milieux naturels en fonction de leur originalité et responsabilité par rapport au contexte régional (Pressey, 1999; Pressey *et al.*, 1994).

Dès 2000, Margules et Pressey développent le *systematic conservation planning* (SCP). C'est une méthodologie de planification de la conservation en 6 étapes qui vise à proposer des actions de terrain afin d'atteindre des objectifs de conservation préalablement fixés. Elle a aussi pour ambition de faciliter la mise en œuvre avec les praticiens de travaux développés par la recherche. Petit à petit le SCP est repris, commenté et modifié par d'autres auteurs. Le SCP est appliqué à des milieux périurbains dans un contexte plus opérationnel et où des contraintes économiques et politiques s'appliquent (Bekessy et Gordon, 2007). Ainsi, le SCP évolue avec les courants de réflexion en intégrant des critères socio-environnementaux.

En 2010, pour la première fois, Kiesecker *et al.* (2010) réfléchissent à mêler SCP et ERC. Ils proposent l'intégration de la séquence ERC à une stratégie de conservation plus vaste afin d'anticiper sa mise en œuvre. Selon eux, sans cette intégration, la compensation ne sera sûrement pas en mesure de maintenir un niveau de biodiversité suffisant. En effet, ceci permettrait de sortir du cas par cas et d'être plus cohérent en matière d'équivalence écologique et géographique pour éviter le travers de l'établissement d'un patchwork d'îlots de conservation isolés de part et d'autre du territoire.

Enfin, Underwood (2011) valide l'hypothèse d'une plus grande efficacité de l'approche combinant « *offset program* » et « *landscape-level conservation plan* » en comparant les résultats de conservation d'espèces patrimoniales d'une partie du *San Diego County* ayant adopté une approche combinée avec deux autres parties n'ayant qu'un « *offset program* ». En effet l'approche combinée permet d'avoir une conservation 5 à 10 fois plus élevée en termes de surface qu'une approche simple de la compensation, pour un développement urbain équivalent.



ENCART 9 : LES ETAPES DU SYSTEMATIC CONSERVATION PLANNING (SCP)

(MARGULES ET PRESSEY, 2000 ; PRESSEY ET BOTTRILL, 2008)

Nous avons développé nos travaux selon les cinq étapes suivantes :

- Etape 1 : la définition des objectifs et objets de l'étude
- Etape 2 : la définition de la démarche méthodologique
- Etape 3 : la recherche des données mobilisables
- Etape 4 : l'élaboration des indicateurs pour les étapes d'évitement, de réduction et de compensation
- Etape 5 : l'interprétation et la mise en œuvre

Le tableau ci-dessous retrace l'équivalence entre les étapes du *systematic conservation planning* et les étapes d'élaboration de la démarche méthodologique.

SCP Margules et Pressey (2000) proposent les étapes 6 à 11 et Pressey et Bottrill (2008) ajoutent les étapes 1 à 5	Correspondance avec les étapes d'élaboration de la démarche méthodologique
1- Cadrer le processus de planification et évaluer le prix	> étape 1
2- Identifier et impliquer les acteurs	> étape 2
3- Identifier le contexte de la zone de prospection de la zone de conservation	> étape 2
4- Identifier les objectifs de conservation	> étape 2
5- Collecter des données socio-économiques	> étape 3
6- Compilation des données de biodiversité de la région concernée	> étape 3
7- Identifier les buts de conservation pour la région concernée	> étape 1
8- Identifier les espaces de conservation existants	> étape 3
9- Sélectionner les zones de conservation additionnelle	> étape 4
10- Mise en œuvre des actions de conservation	> étape 5
11- Maintenir les valeurs exigées des zones de conservation, contrôler et suivre les indicateurs	> étape 5

7.3.1. Etape 1 : définir les objectifs de la démarche méthodologique et l'objet d'étude

La démarche méthodologique a pour objectif de structurer une démarche répliquable et à visée opérationnelle pour une approche territoriale et stratégique de la séquence ERC.

Il s'agit tout d'abord de proposer une méthode de hiérarchisation de la biodiversité du territoire afin de pouvoir anticiper l'évitement et le cumul d'impact sur des espaces sensibles dès le stade

de l'élaboration des documents de planification du territoire. Il est question ensuite de faire des propositions pour systématiser l'atténuation des impacts à travers le territoire. Enfin nous réfléchissons à des indicateurs adaptés à cette échelle pour fiabiliser l'efficacité des compensations écologiques futures. Tout ceci dans le but de se rapprocher de l'objectif théorique de NNL.

Pour se faire, nous définissons comme objet d'étude la biodiversité. Nous visons à sortir de l'approche « espèces-protégées-centrée » en abordant la biodiversité à 3 niveaux : les espèces, les habitats naturels et les fonctionnalités écologiques.

Les frontières de la région d'étude sont celles du territoire administratif de 3M, avec une zone tampon de 2km autour du territoire afin d'inclure les dents creuses (telles que les communes de Teyran, d'Assas et de Guzargues entre Montaud à l'Est et Prades-le-Lez à l'Ouest) et de limiter les effets de bord.

7.3.2. Etape 2 : définir une démarche méthodologique adaptée

Nous utilisons les outils du SIG⁵⁸ comme base pour notre travail. En effet, cela permet d'exploiter différentes bases de données efficacement grâce à une analyse spatiale afin de proposer des outils pour une meilleure gestion de l'environnement (Davis *et al.*, 1990). De plus, pour que nos travaux soient utilisables et en phase avec l'action, nous avons adopté une démarche en accord avec trois conditions (Cash *et al.*, 2003) :

- ✓ La crédibilité – *i.e.*, digne de foi et vraisemblable
- ✓ La légitimité – *i.e.*, qui intègre les valeurs et perspectives des différents acteurs
- ✓ La pertinence – *i.e.*, appropriée aux besoins des décideurs et dans les temps

La crédibilité est assurée par l'utilisation de concepts et méthodes basés sur des références scientifiques. Différents acteurs du territoire ont été impliqués : les agents de l'EPCI d'étude (service aménagement opérationnel, service planification, service SIG, service foncier, directeur général), des chercheurs, des bureaux d'études, des associations de protection de la nature, les services de l'État et le conservatoire des espaces naturels. Des réunions de travail ont été organisées très régulièrement dans le but d'intégrer les points de vue des différentes parties prenantes et donc assurer le bien-fondé du cadre méthodologique final. Enfin, l'immersion totale du chercheur au sein de l'EPCI et l'étude détaillée du contexte et des pratiques d'application de la séquence ERC dans les EPCI permet de maximiser la pertinence en produisant un cadre répondant précisément à des besoins. Ceci est couplé à l'adoption tout au long de la thèse d'une posture à l'interface entre la recherche et l'action (cf. Chapitre 3). Cette démarche a finalement permis une co-construction de l'approche : toutes les idées et les choix opérés par la suite sont issus de discussions multipartites.

⁵⁸ SIG : système d'information géographique

7.3.3. Etape 3 : rechercher des données mobilisables

La démarche méthodologique vise à considérer une biodiversité au sens large, composée d'espèces protégées mais aussi d'espèces « communes », d'habitats naturels plus ou moins remarquables et de fonctions écologiques.

Pour ce qui est des données « espèces », nous mobilisons des données brutes. Ainsi les zonages existants tels que les ZNIEFF ou les zones Natura 2000 sont écartés. Toutes les espèces doivent être prises en compte, des espèces à statut réglementaire aux espèces plus courantes. Pour cela nous avons recours au SINP⁵⁹ régional. Ce système regroupe des « têtes de réseaux » chacune responsable d'un groupe d'espèces⁶⁰. Par exemple, la LPO gère les données « oiseaux », le CBN les données « végétaux », le CEFE-CNRS les données « reptiles ». Des accords ont été obtenus avec les différentes structures pour une utilisation des données sur la durée de la thèse.

Pour le niveau « habitats naturels », idéalement une couche géoréférencée les spatialisant aurait été nécessaire. Seulement une telle donnée n'existe que sur certaines fractions de territoire (les zones Natura 2000 par exemple) et ne recouvre en aucun cas tout le territoire. C'est pourquoi nous nous sommes basés sur l'occupation du sol comme proxy aux habitats naturels (Moss et Davies, 2002); en effet, en plus d'être libre d'accès, c'est la donnée la plus fine et la plus complète. L'occupation du sol existe à l'échelle nationale (CORINE land cover, 2012, 1/100 000^e), régionale (SIG-LR, 2006, 1/50 000^e) et de l'EPCI, 3M en l'occurrence (SPOT Thema, 2012, 1/10 000^e). Nous sélectionnons la donnée à la fois la plus récente et la plus fine, celle de l'EPCI.

En termes de fonctionnalités écologiques aucune donnée brute n'existe, la principale donnée étant celle du SRCE régional résultant de compromis entre une méthode scientifique et des ajustements politico-économiques. Nous verrons par la suite comment nous avons pris en compte ce paramètre.

Enfin, une série de données socio-économiques ont été compilées : les zones de gestion existantes, les zonages réglementaires de protection ou des zones d'inventaire, des données sur la propriété des parcelles, etc.

7.3.4. Etape 4 : prioriser la biodiversité sur le territoire pour éviter les impacts majeurs

Tout d'abord nous avons trié les données « espèces » dans les bases récupérées en étape 3. Pour cela, nous avons sélectionné les données d'observation les plus précises (précision GPS), les espèces à enjeu régional (de faible à rédhibitoire ; CBNMP, 2009; DREAL, 2013) et les données pertinentes en terme de date d'observation, en lien avec l'écologie des espèces : >2010 pour tous les groupes d'espèces sauf pour les reptiles (>2000) et pour la flore (>1990).

Cette sélection résulte en un total de 317 espèces (10 amphibiens, 21 insectes, 16 reptiles, 7 mammifères, 100 plantes et 163 oiseaux, cf. Article [5] pour plus de détails). Pour chacune de ces espèces nous avons seulement des points d'observation, autrement dit, des points de

⁵⁹ SINP : système d'information sur la nature et le paysage

⁶⁰ <http://www.naturefrance.fr/languedoc-roussillon/donnees-source>

présence. Nous devons donc modéliser leur répartition théorique à l'aide d'un modèle linéaire généralisé (GLM) croisant les points d'observation avec des variables environnementales suivantes : occupation du sol, climat, relief, pédologie, diversité, zones humides (Figure 30, A). Un échantillon aléatoire des cartes de répartition des espèces a été soumis aux têtes de réseaux et collaborateurs experts pour chacun des groupes d'espèces afin qu'elles soient validées.

Nous avons ensuite utilisé la méthode *Core-Area Analysis* du logiciel libre ZONATION (Moilanen *et al.*, 2012, 2005; Moilanen et Kujala, 2006), s'intégrant dans le champ de l'écologie de la conservation du *systematic conservation planning* (Margules et Pressey, 2000).

Avec cette méthode, l'algorithme se base sur les cartes de répartition des espèces associées chacune à un poids correspondant à l'enjeu de l'espèce (Figure 30, B). Il évalue à chaque itération l'importance de l'ensemble des pixels pour une conservation optimale de la biodiversité et retire les moins essentiels. Il se base sur les concepts d'irremplaçabilité et de complémentarité. Un site augmente en irremplaçabilité lorsque les caractéristiques qu'il contient diminuent dans les autres sites. La complémentarité mesure quelle zone ou groupe de zones contribuent à des éléments encore non représentés dans une zone ou groupe de zones prédéfinies. Ainsi, l'importance écologique est calculée en prenant en compte l'espèce qui y est la plus importante en raison de sa pondération et de sa proportion dans les pixels restant à une itération donnée. Le logiciel fonctionne par érosion des bordures extérieures ce qui lui permet de maintenir une certaine connectivité entre les zones prioritaires. Nous avons choisi d'ajouter une fonction de lissage des données en amont de l'algorithme afin de favoriser l'émergence de corridors écologiques dans les résultats (Moilanen, 2007; Moilanen *et al.*, 2005; Moilanen et Wintle, 2006).

En parallèle, pour compléter l'approche par espèces, une évaluation de la qualité des habitats sous l'angle de leur potentiel d'accueil de la biodiversité est réalisée avec l'aide d'une série d'indicateurs sur la structure du paysage et sur la nature de l'occupation du sol (Figure 30, C ; cf. Article [5]).

Finalement nous avons combiné la carte de hiérarchisation des espèces et la carte basée sur les indicateurs d'écologie du paysage avec une pondération de 0,5 pour la deuxième carte, les hypothèses étant plus grossières et les données de base moins précises (occupation du sol).

La carte synthétique est appelée « importance écologique » (IE). Le territoire est hiérarchisé en 5 classes de priorité contenant chacune 20% de la biodiversité. Par exemple la classe « remarquable » correspond aux espaces supports des 20% de la biodiversité la plus prioritaire car la plus irremplaçable.

Nous pouvons enfin croiser cette carte synthétique d'importance écologique avec les sites d'extension envisagée dans le futur et travailler sur la localisation de ces sites au regard du critère « biodiversité » afin d'éviter en amont un maximum d'impacts directs et d'impacts cumulés spatialement et temporellement sur les milieux les plus sensibles (Figure 30, D).

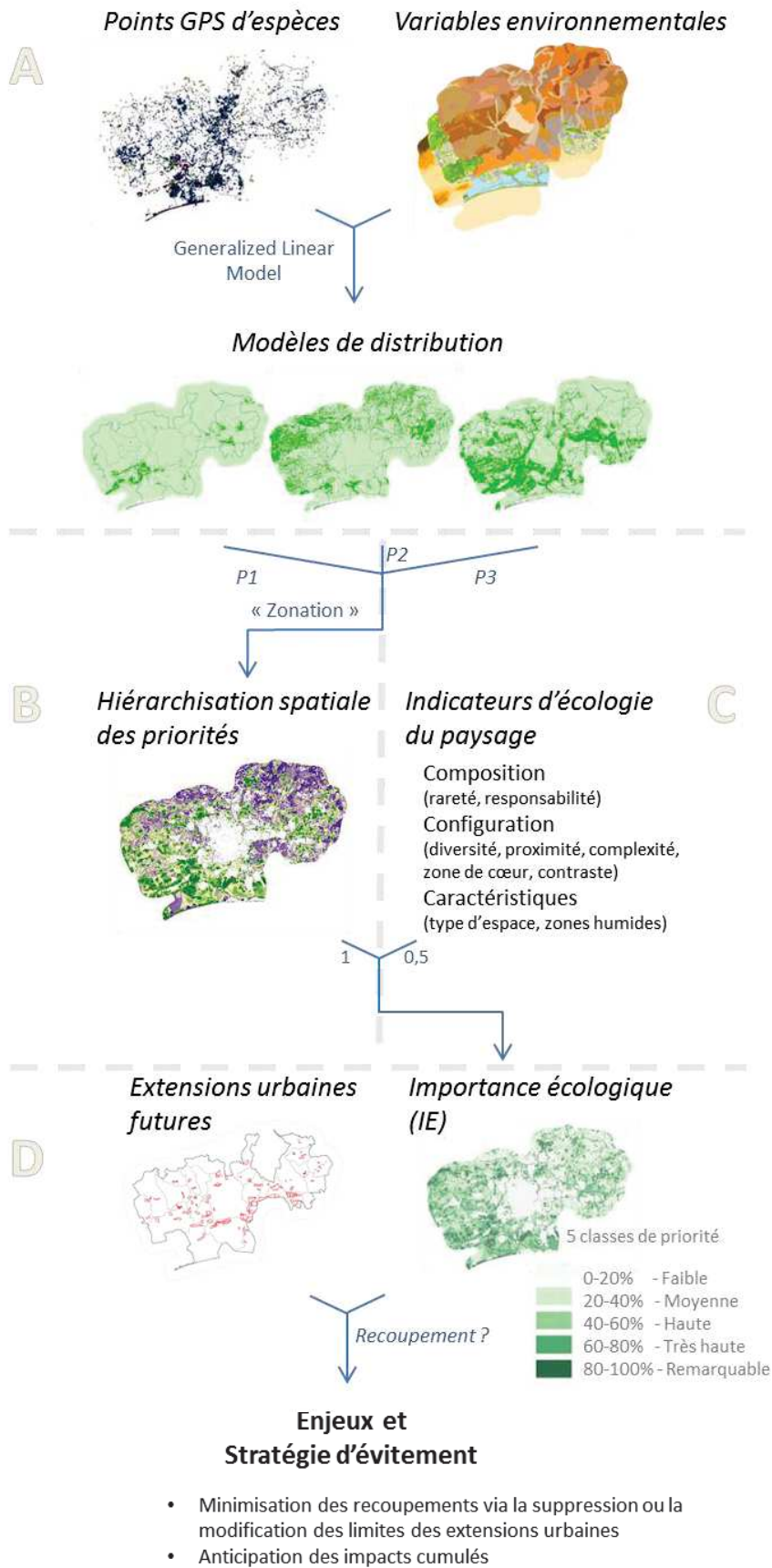


Figure 30 : Méthode de hiérarchisation spatiale de la biodiversité pour une stratégie d'évitement à l'échelle territoriale. Cas du territoire de Montpellier Méditerranée Métropole.

7.3.5. Etape 4 bis : proposer des moyens pour systématiser la réduction des impacts

En opposition à l'anticipation de l'évitement et de la compensation, la réduction est une question moins spatiale. Elle peut prendre la forme de règles d'urbanisation au niveau du territoire ou de programmes d'urbanisation pour systématiser un impact moindre de l'aménagement. Le SCoT peut aussi permettre de préciser les modalités de protection des espaces nécessaires au maintien de la biodiversité en amont des PLU et PLUi, comme en imposant la prise en compte des continuités écologiques au sein des aménagements les affectant par exemple.

Dans les PLU et PLUi, des règlements plus stricts pour les zonages N et A ou sur des zonages indicés «corridor» ou «réservoir» par exemple, peuvent être proposés. Des zonages AU «bloqués» peuvent aussi être une mesure de réduction sachant que pour les «débloquer» il faut réviser le PLU ou donner des justifications conséquentes.

En outre, des orientations d'aménagement et de programmation (OAP) peuvent être établies. Elles permettent d'imposer, en complément du règlement en vigueur, des normes urbanistiques, paysagères ou environnementales aux opérations d'aménagement, même si la maîtrise foncière est privée. Elles peuvent se faire sur un secteur restreint (à l'échelle d'un programme d'aménagement par exemple) ou sur la totalité du territoire recouvert par le document.

Grâce à ce type de mesures prescriptives et opposables, une réduction des impacts peut être instaurée sur l'ensemble du territoire et en amont des projets individuels.

7.3.6. Etape 4 ter : élaborer des indicateurs pour évaluer les potentiels de compensation du territoire.

La compensation écologique doit répondre aux contraintes d'équivalence écologique, d'efficacité et de faisabilité. C'est donc à travers ces trois entrées que nous avons développé des indicateurs.

Tout d'abord, la compensation repose sur le principe d'une restauration d'un milieu équivalent à celui affecté. En théorie, elle doit s'effectuer sur des espaces aux caractéristiques similaires, autrement dit sur des milieux avec un type d'occupation du sol et un profil de composition en faune et flore proche. Ainsi nous avons développé un indicateur (nommé par la suite «similarité écologique») cherchant à mettre en évidence les grands ensembles écologiquement similaires pour pouvoir évaluer dans quels espaces la zone de compensation d'un impact donné devra être recherchée. L'indicateur repose sur une classification du territoire, préalablement quadrillé (maille de 500m), en fonction des espèces faunistiques et floristiques présentes. Nous avons : 1) calculé le pourcentage de présence de chaque espèce sur une grille régulière appliquée au territoire, 2) regroupé des espèces fortement corrélées et 3) classé les éléments de la grille suivant la méthode de classification ascendante hiérarchique (CAH). Pour cet indicateur, nous avons choisi de ne partir que des données de présence correspondantes aux

espèces « non-ubiquistes »⁶¹ qui sont globalement présentes sur tout le territoire pour limiter le bruit dû à ces espèces dans les calculs de corrélations. Finalement, huit classes plus ou moins éloignées les unes des autres ont été retenues (Figure 32-a). Par exemple, les classes 1 et 3 sont très proches, elles correspondent à une mosaïque fine de zones agricoles (vignes et cultures annuelles) et de milieux naturels (bois de conifères, de feuillus et végétation méditerranéenne) dans un paysage plutôt vallonné. La classe 2 correspond à un paysage de type garrigue et la classe 4 (très distante de la classe 1) correspond à de la plaine agricole.

L'idée de cette analyse n'est pas d'essayer de qualifier le type de cortège présent mais seulement d'identifier des espaces avec des profils communs. Aucune interprétation approfondie des classes n'a donc été conduite.

En termes d'efficacité, l'objectif est de déterminer si une action de restauration, dans le cadre de mesures de compensation, pourra apporter un gain écologique significatif. Pour cela, il faut tout d'abord que l'habitat naturel choisi soit dégradé afin qu'une action de restauration puisse engendrer une plus-value écologique. Aussi, l'efficacité peut être fiabilisée par une diminution du risque d'échec.

Le premier point nécessite de trouver un moyen d'apprécier l'état de conservation des habitats naturels sur le territoire. Ce paramètre est classiquement évalué dans le cadre de Natura 2000 à l'échelle des régions biogéographiques (Bensettiti et Puissauve, 2015; Evans et Arvela, 2011) ou à l'échelle des parcelles sur les sites d'intérêt communautaire (*e.g.*, pour les habitats forestiers, Carnino, 2009; pour les habitats agropastoraux, Maciejewski *et al.*, 2015). De plus, se baser sur des hypothèses sur l'état de chacun des postes d'occupation du sol semble être précaire. En effet, en guise d'exemple, même si pour la faune et la flore méditerranéenne le poste d'occupation du sol « garrigue » est sûrement plus propice à leur présence que le poste « conifères dominants », le poste « garrigue » peut aussi bien être en très bon état de conservation sur un site qu'en très mauvais état sur un autre. Enfin, la trajectoire écologique des milieux pourrait offrir un bon indicateur pour évaluer leur potentiel de restauration. Cependant, après quelques tests nous avons dû abandonner cette idée : la profondeur historique des données d'occupation du sol n'était pas suffisante (2004-2015) ; des vérifications à partir de photos aériennes ont montré des incohérences trop fréquentes ; et la définition d'hypothèses sur les typologies d'évolution des occupations du sol reste complexe. Finalement, pour maintenir cet indicateur, il aurait fallu effectuer un travail de photo-interprétation sur plusieurs dates et sur tout le territoire, ce qui n'était pas envisageable en termes de temps et de moyens. Finalement, à l'heure actuelle, il n'existe pas de proxy pour évaluer l'état de dégradation d'un milieu à l'échelle d'un territoire d'aménagement.

Nous nous sommes donc concentrés sur le deuxième point : la fiabilisation du succès de la compensation. En effet, cette idée se base sur le constat de l'inefficacité des compensations actuelles en lien avec un pastillage du territoire de zones de compensation écologique isolées (Quétier *et al.*, 2014). Or, une opération de restauration écologique a plus de chance d'être un succès si elle n'est pas isolée et si elle peut être colonisée par des espèces extérieures (Hodgson *et al.*, 2011). Pour cet indicateur nommé par la suite « proximité », nous avons donc répertorié les zones connues comme à très forte valeur écologique ou en gestion en faveur de la

⁶¹ Classification des espèces ubiquistes faite par les Ecologistes de l'Euzière sur la base de la liste de 317 espèces

biodiversité : zones de compensation existantes, zones Natura 2000, zones sous conventions RAMSAR, espaces protégés et espaces de forte importance écologique (*i.e.*, les deux classes supérieures de la carte d'importance écologique, correspondant aux 40% de la biodiversité la plus irremplaçable). Nous avons ensuite appliqué une zone tampon de 1km autour de ces zones pour indiquer où il serait préférable d'envisager les futures zones de compensation, en évitant par la même occasion les recoupements, déjà intenses, de zones protégées ou gérées pour la biodiversité et donc en augmentant la part d'espaces pour la biodiversité. Le résultat cartographique est représenté en Figure 32-b.

Enfin, nous avons envisagé deux indicateurs liés à la faisabilité de la compensation : un indicateur de faisabilité foncière, et un indicateur de faisabilité écologique et technique.

Pour le premier, nous nous sommes focalisés sur deux informations (figure 32-c) :

- la propriété du foncier avec l'hypothèse que les parcelles publiques⁶² seraient plus facilement mobilisables ;

- la taille du parcellaire et le morcellement des propriétaires en considérant que plus les parcelles sont grandes et appartenant à peu de propriétaires, plus les négociations sont simples à mener (cela n'implique en aucun cas leur réussite).

Pour le deuxième point, l'idée est issue du fait qu'au regard de nos connaissances et de nos techniques, nous savons que tout n'est pas compensable. De plus, parmi les éléments qui peuvent être assurément compensés, le coût des opérations de restauration et le temps nécessaire pour atteindre les objectifs n'est pas toujours envisageable. Notre idée initiale était donc d'attribuer un coût monétaire et temporel de restauration pour chaque grand type d'habitat naturel afin d'évaluer la faisabilité technique. Cependant nous avons été rapidement limités dans notre réflexion par la seule donnée d'entrée que nous avons : l'occupation du sol. Il nous semble très complexe de généraliser un coût et une durée de compensation avec seulement cette donnée et, qui plus est, sans connaître l'état de conservation des milieux. Nous n'avons donc pas trouvé comment matérialiser cette idée et avons donc dû laisser de côté cet aspect.

Pour résumer, trois indicateurs sont finalement développés : proximité, faisabilité (foncière) et similarité écologique (Figure 31). Les résultats cartographiques sont exposés sur la Figure 32.

⁶² Les parcelles publiques sont considérées au sens très large : propriétés de la Métropole de Montpellier, des communes, du département, de la région, des sociétés d'aménagement de la Métropole de Montpellier, des conservatoires des espaces naturels et du littoral.

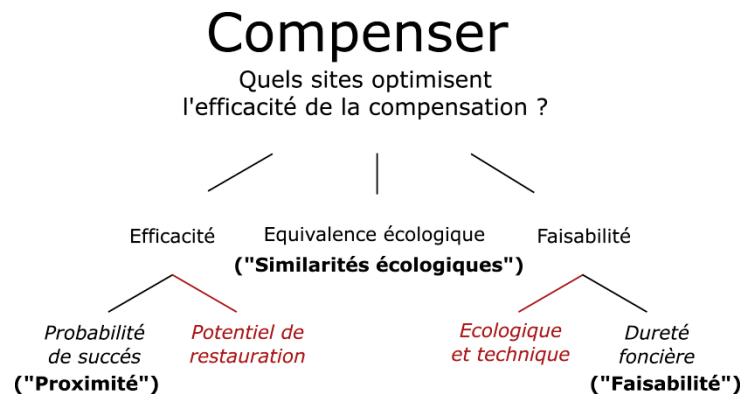


Figure 31 : Les indicateurs envisagés (avortés en rouge et retenus en noir) pour anticiper les compensations futures à l'échelle d'un territoire.

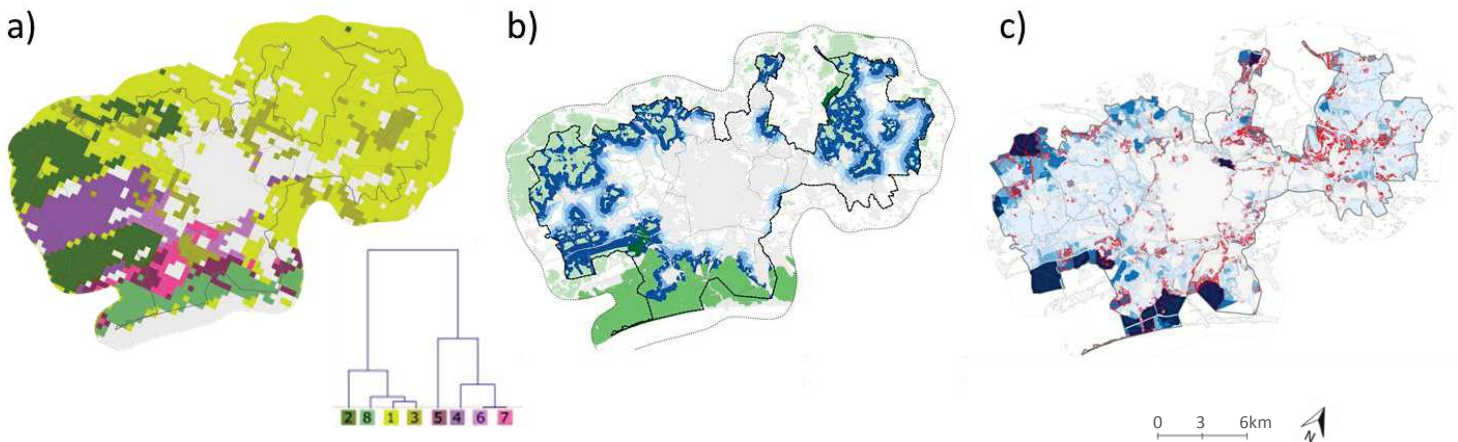


Figure 32 : Indicateurs appliqués au territoire de 3M

a) similarités écologiques (le dendrogramme représente la proximité écologique entre les différentes classes) ; b) proximité (le vert représente les espaces connus comme riches en biodiversité et le dégradé de bleu représente une zone de 1km autour de ces espaces) ; c) faisabilité (le dégradé de bleu représente l'indicateur de dureté foncière - le bleu foncé identifie des grandes parcelles avec peu de propriétaires, et le bleu clair les petites parcelles avec beaucoup de propriétaires- et les parcelles dont le contour est rouge représentent les parcelles publiques).

7.3.7. Etape 5 : interprétation et mise en œuvre

Une fois les indicateurs construits il s'agit de les interpréter pour les mettre en œuvre au sein de la démarche méthodologique. L'élaboration d'un document de planification de l'aménagement du territoire est le moment pertinent pour cela car c'est dans ce contexte que les décideurs déterminent l'enveloppe urbaine (« besoin ») nécessaire et qu'ils la spatialisent au regard des enjeux environnementaux. L'élaboration de plusieurs scénarios permet leur comparaison afin de choisir le plus satisfaisant parmi les moins néfastes (Figure 33). A l'échelle de l'EPCI, le SCoT est le document stratégique en la matière. En effet, la construction d'un tel document doit suivre une procédure d'évaluation environnementale qui sera ensuite intégrée au rapport de présentation du SCoT.

Notons cependant que la séquence ERC ne doit pas être seulement réfléchi dans l'évaluation environnementale du document d'urbanisme (première des 3 pièces constitutives du dossier d'élaboration d'un SCoT), elle doit aussi être mise à profit du PADD⁶³ et du DOO⁶⁴ (2^e et 3^e pièces constitutives) pour donner des orientations, des objectifs et des recommandations plus ou moins prescriptives pour éviter, réduire et compenser les impacts sur la biodiversité afin de traiter celle-ci non pas seulement comme une donnée d'entrée mais aussi comme un objectif à part entière.

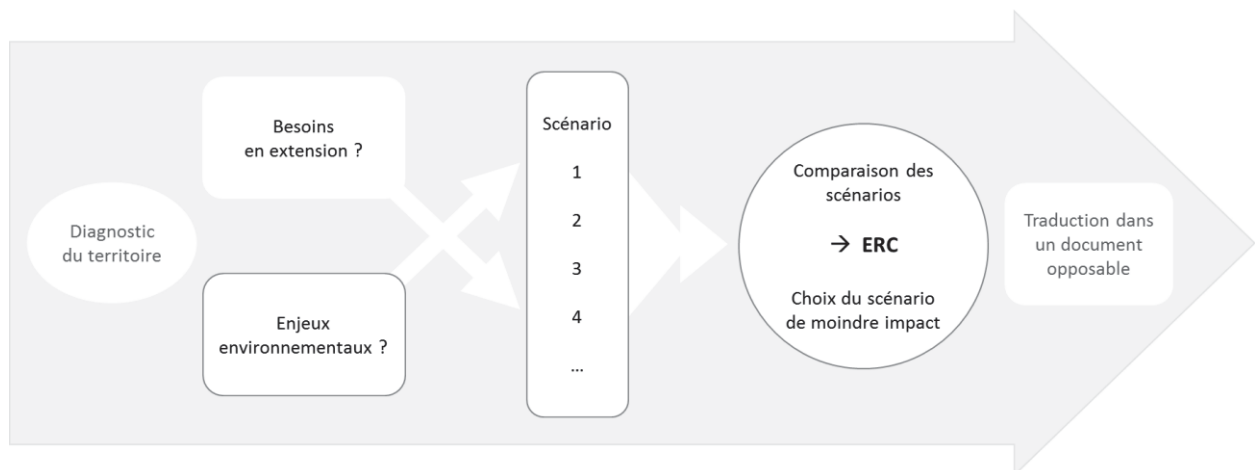


Figure 33 : Schématisation de la démarche d'évaluation environnementale d'un document de planification de l'aménagement du territoire

Les étapes aux contours gris représentent où la démarche méthodologique intervient.

⁶³ PADD : plan d'aménagement pour un développement durable (deuxième pièce constitutive du dossier d'élaboration d'un SCoT, après le rapport de présentation contenant l'évaluation environnementale et avant le DOO)

⁶⁴ DOO : document d'orientations et d'objectifs (troisième pièce constitutive du dossier d'élaboration d'un SCoT, après le rapport de présentation contenant l'évaluation environnementale et le PADD)

Ainsi, la démarche méthodologique aide à mieux appréhender la séquence ERC. En effet, la carte d'importance écologique permet notamment d'identifier certains enjeux liés à la préservation de la biodiversité. Concernant notre cas d'étude, les deux classes d'importance les plus élevées – classes « remarquable » et « très-haute » - représentent respectivement 4% et 21% de la surface du territoire d'étude et les sites de « haute importance » représentent 22%.

Parmi les zones classées comme remarquables, 21% sont en dehors de tout type de zonages connus (*i.e.*, zone RAMSAR, ZNIEFF de type 1 et 2, sites Natura 2000, APPB, RNR). Il est de même pour 42% des sites à « très haute » priorité et 53% des sites à « haute » priorité. Ces résultats, illustrant les carences des zonages environnementaux actuels, vont dans le même sens que ceux d'autres études (Vimal *et al.*, 2011; Whitehead *et al.*, 2017)

Ces résultats montrent donc que :

- ne se baser que sur les zonages existants n'est pas suffisant pour avoir une vision globale de la richesse écologique du territoire ;
- un tel travail procure une réelle plus-value pour les décisions d'aménagement du territoire qui peuvent désormais mieux appréhender la richesse écologique sur la totalité du territoire.

En pratique, pour la localisation des zones d'extension urbaines du SCoT à venir, les décideurs de 3M se basent sur le plan urbain du SCoT précédent (en vigueur depuis 2006) qui, à l'époque, avait été élaboré plus sur des fondements paysagers qu'écologiques. Tous les sites d'extension prévus dans le SCoT de 2006 n'ont pas été aménagés, il s'agit donc de questionner ces espaces alors prévus pour l'urbanisation ainsi que d'autres espaces déjà identifiés en 2006 comme « stratégiques », au regard de critères écologiques pour spatialiser le nouveau plan d'extensions urbaines. Plus précisément, dans le plan urbain du SCoT de 2006, 60 ha de zones les plus remarquables et donc « irremplaçables » sur le plan écologique, 661 hectare de zones à très haute priorité et 687 hectares de zones à haute priorité sont touchées par les sites d'extension non aménagés.

Ainsi, après s'être questionné sur le « besoin » réel en urbanisation et l'avoir restreint au maximum, il s'agit impérativement de supprimer les impacts potentiels sur les 60ha d'espaces « remarquables ». Une réflexion approfondie doit ensuite être menée sur les 661 hectares à très haute priorité écologique concernant l'évitement mais aussi la problématique des cumuls d'impacts sur ces espaces sensibles. Les sites d'extension peuvent être supprimés, réorientés dans l'espace ou redessinés pour s'adapter spatialement aux enjeux écologiques.

En résumé, le croisement entre la carte d'importance écologique et le plan d'aménagement urbain permet d'élaborer des scénarios d'aménagement et de faire des choix (Figure 30, D):

- quant à la phase d'évitement amont en spatialisant les aménagements futurs au regard de l'irremplaçabilité et de la complémentarité des milieux afin d'assurer un amoindrissement de l'impact global futur du plan urbain envisagé ;
- pour prévenir le cumul d'impact des projets individuels futurs en menant une réflexion sur la quantité et la qualité de l'urbanisation à prévoir dans chacune des zones d'extension en fonction de l'importance écologique sur laquelle celles-ci sont planifiées.

En termes de compensation (Figure 32), l'indicateur « proximité » spatialise plus de 21 000 hectares sur le territoire d'étude à 1km ou moins de zones dont la richesse écologique est importante et qui permettraient d'assurer des actions de restauration écologiques plus viables à long terme. Ces espaces sont principalement en périphérie du territoire de 3M. L'indicateur « similarités écologiques » met en évidence huit grands ensembles écologiquement similaires en matière de composition en espèces végétales et animales. Il permet d'évaluer la zone du territoire dans laquelle chercher un espace de compensation dans le cas d'un impact significatif du à un projet dans cette même zone. Enfin, l'indicateur « faisabilité » donne une idée de la dureté foncière sur le territoire. Ainsi, le croisement de ces trois indicateurs avec le plan d'aménagement envisagé permet d'anticiper la compensation en évaluant la « compensabilité » des projets futurs. Par exemple, si une zone d'extension est proposée sur un site à « très haute » priorité écologique, et que le scénario d'aménagement final retient cette proposition, il convient d'évaluer 1) s'il existe des zones dans le même grand ensemble écologiquement similaire, 2) qui soient à proximité de zones connues pour leur richesse biologique 3) et dont l'acquisition est envisageable, sans quoi cet impact ne peut être envisagé.

Enfin, cette démarche méthodologique, en donnant une large place à l'évitement comme première phase de la séquence, permet aussi d'inculquer une logique de pensée hiérarchique quant à la séquence ERC, avec l'évitement comme phase obligatoire et fondamentale.

7.4. La démarche méthodologique théorique en bref

La figure 34 synthétise la démarche envisagée qui s'articule autour de trois questions principales correspondantes à chacune des étapes de la séquence ERC :

- 1- Où est-ce que la perte de biodiversité doit être évitée ?
- 2- Comment aménager autant en impactant moins ?
- 3- Quels sites optimisent l'efficacité de la compensation ?

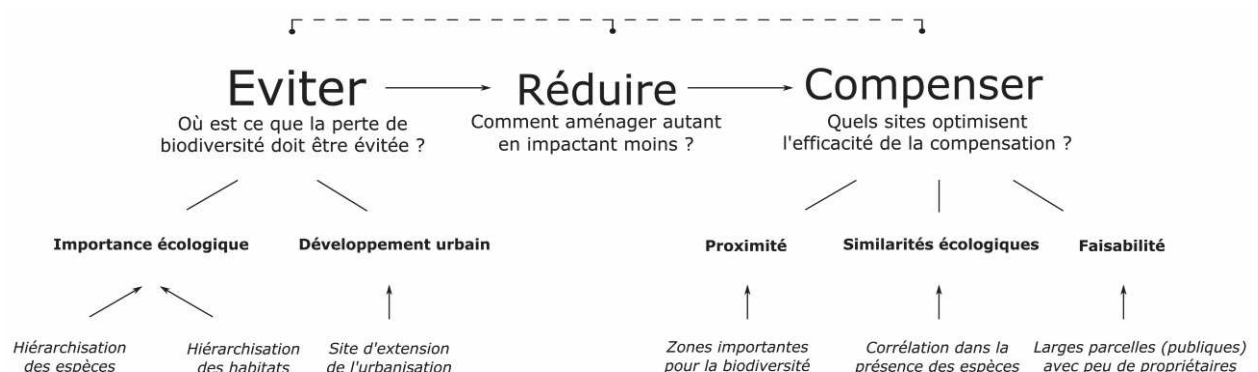


Figure 34 : Récapitulatif de notre proposition pour une démarche méthodologique afin d'appliquer la séquence ERC à l'échelle territoriale et stratégique, par exemple à travers un SCoT.

7.5. Test *in situ* : Retour sur l'implémentation du cadre méthodologique

Dans cette partie nous relatons comment ce travail s'est intégré aux réflexions de 3M à travers l'exposé des limites qui ont pu freiner son utilisation et de la façon officielle et plus officieuse dont il a été utilisé en pratique.

7.5.1. Une implémentation aux multiples sources de difficultés

Ce cadre méthodologique avait pour objectif d'être un outil d'aide à la décision pour 3M dans le cadre de la révision de leur SCoT, afin d'atteindre l'objectif plus accessible de mettre la Métropole sur les rails d'une réflexion hiérarchique de la séquence ERC basée prioritairement sur l'évitement territorialisé et stratégique puis sur l'anticipation des futures compensations.

Le travail a été mené pendant la période de révision du SCoT, avant que les choix soient fixés pour le plan d'urbanisation et en amont des consultations publiques.

Cependant, la carte d'importance écologique, ayant pour but d'élaborer une stratégie d'évitement, est arrivée un peu tard. En effet, au regard des délais serrés d'élaboration du SCoT, 3M avait commandé à un bureau d'études des diagnostics naturalistes sur toutes les zones d'extension envisagées afin de les hiérarchiser sur le plan écologique. La carte d'importance a fait l'objet de vifs débats. Tous les agents et décideurs étaient d'accord sur l'importance d'une telle information mais cette information n'allait pas toujours dans le sens du travail du bureau d'études notamment car ces derniers avaient intégré d'autres paramètres pour effectuer leur hiérarchisation, comme par exemple le paramètre « menaces » qui amoindrit la valeur du site dès lors qu'un projet d'infrastructure future le coupe. Même si les deux travaux étaient finalement complémentaires – une approche globale basée sur de la modélisation d'une part, une approche locale sur la base d'une étude détaillée de la bibliographie avec une visite de terrain d'autre part – il n'était pas envisageable de travailler avec deux approches différentes pour la compréhension du grand public. Un travail de recoupement des zones d'extensions envisagées avec la carte d'importance écologique a été fait et a guidé les choix, mais cela n'apparaît pas dans la méthodologie finale pour des questions de stratégie d'argumentation du document d'urbanisme.

Une autre source de difficulté a été la compréhension globale de la carte synthétique d'importance écologique par les aménageurs (dont les « planificateurs »). En effet, par exemple nous avons choisi de représenter les classes d'importance écologique du vert clair au vert foncé. Par conséquent, toute la carte était verte, ce qui a alarmé les décideurs sur la richesse écologique accrue de leur territoire (risquant de bloquer les projets futurs). Il a donc fallu mieux expliciter la relativité des couleurs et la méthode. La carte comme support d'échange est très classique en aménagement du territoire, c'est un objet médiateur (Vinck, 1999). En pratique, les réunions se font souvent autour de grandes cartes sur lesquelles ils annotent, ils complètent, ils suppriment des éléments. Cependant c'est un support qui peut être préjudiciable car les lectures et interprétations peuvent être multiples. Après la couleur, c'est sur l'échelle de lecture qu'il a fallu faire preuve d'argumentation. Certains décideurs, très au courant de chacun des projets individuels commençaient à utiliser la carte à une échelle très fine, l'échelle des projets, ce qui n'est pas correct au regard de la méthode et de l'objectif de la

carte. De plus, au-delà de la légende et de l'échelle, nous avons dû revenir sur le fait que la carte d'importance écologique ne représente pas exactement ce qu'on trouve sur le territoire. La modélisation est une simplification où l'on omet des choses (Roy et Vincke, 1989). Pour expliciter cela, une liste de limites méthodologiques a été élaborée afin de montrer que le résultat approche la vérité mais n'est pas la vérité. Enfin, un paramètre complexe à prendre en compte en amont est celui de la stratégie politique qui s'applique aux choix. A cela s'ajoute le lien avec les autres politiques sectorielles.

Tout au long des réunions, des négociations ont eu lieu. Au cours de ces négociations il a fallu tenir nos positions afin de ne pas modifier la carte pour l'adapter au projet politique, ou en d'autres mots, afin que la carte ne devienne pas une carte de compromis entre science et politique.

En ce qui concerne les indicateurs pour la compensation, les décideurs étaient déçus que nous ne leur fournissions pas une carte « prête à l'emploi » des différents espaces de compensation futurs mobilisables, mais seulement 3 indicateurs « indicatifs ». C'était un choix de notre part pour ne pas pervertir l'outil qui serait devenu seulement un outil pour compenser. L'idée était aussi de sensibiliser les décideurs sur le fait qu'éviter est la première étape, même à une échelle territoriale et stratégique ; que mieux on évite, moins on aura à compenser ; et que compenser est complexe, même quand on essaye de l'anticiper à l'échelle du territoire. Ainsi, nos indicateurs ont pour objectif de servir de base pour construire une stratégie foncière. Ils ont été exposés au service foncier qui travaille aujourd'hui à ce sujet, et certaines grandes lignes ont été intégrées au SCoT.

7.5.2. Quelle utilisation officielle de notre travail au sein de 3M ?

Nos travaux ont eu des incidences sur les orientations prises par la métropole, avec notamment un affichage d'une stratégie ERC claire dans l'évaluation environnementale.

« L'examen des sites résiduels du SCoT de 2006 et plus généralement la localisation des sites d'extension urbaine nécessite une prise en compte sous l'angle de l'enjeu de préservation de la biodiversité. Ils sont ainsi interrogés et définis afin d'éviter les effets d'emprise sur les espaces remarquables et, de manière générale, de les limiter au maximum au sein de la matrice fonctionnelle : suppression totale du potentiel d'urbanisation, recalage des limites en fonction des sensibilités écologiques, introduction d'éléments relatifs aux fonctionnalités écologiques dans les aménagements futurs.

Toutefois, bien qu'intégrée dès l'échelle de la planification, la prise en compte de la biodiversité dans le cadre de la programmation, de la mise en œuvre et de la gestion de projets d'aménagement, d'infrastructure et d'équipements, peut nécessiter le recours à des mesures compensatoires lorsque leurs effets ne pourront être évités ou réduits. C'est pourquoi, des principes, notamment de localisation potentielle ou préférentielle de mesures compensatoires sont abordés dès le Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT), pour que les futures mesures compensatoires, à mettre en œuvre dans le cadre des projets opérationnels, participent effectivement et le plus efficacement possible, à la reconstitution de la biodiversité sur le territoire conformément aux dispositions réglementaires (loi Biodiversité) du principe d'absence de perte nette de biodiversité, voire de gain de biodiversité. »

(Extrait de l'évaluation environnementale, Tome 1 Livre 4 du SCoT 3M, p6, 2017)

A ce sujet, toujours dans l'évaluation environnementale, un argumentaire est développé sur la réduction du besoin (réduction de l'enveloppe urbaine nécessaire en extension urbaine pour le développement du territoire) et un argumentaire au sujet de l'évitement géographique a été mis en place lors du choix de localisation des futures zones d'extension dans l'évaluation environnementale du SCoT.

De plus, la biodiversité devient plus que seulement une donnée d'entrée à travers les nouvelles orientations prises par la Métropole. En effet, par exemple, le DOO indique que la Métropole se positionne comme coordinateur et animateur des compensations écologiques sur le territoire.

« A l'échelle des projets, afin de rendre plus efficace la compensation écologique, la Métropole apparaît comme étant l'échelon à privilégier pour assurer l'animation et la coordination de la gestion des compensations sur son territoire, lui permettant ainsi de jouer un rôle d'impulsion, de mise en cohérence et d'animation sur la base des objectifs du SCoT, avec l'ensemble des acteurs concernés, et de s'assurer de la maîtrise du marché foncier des « compensations »

(Extrait du DOO, Tome 3 du SCoT 3M, p29, 2017)

Dans la suite du DOO, le principe ERC est remis en lumière, notamment à travers :

- 1) l'affichage d'un projet de territoire basé sur l'évitement ;

L'étape « Eviter » de la Séquence « Eviter-Réduire-Compenser » constitue le socle fondateur du projet de territoire, assumé en grande partie par le SCoT.

(Extrait du DOO, Tome 3 du SCoT 3M, p39, 2017)

- 2) le concept original « ERCD » : Eviter-Réduire-Compenser-Déployer, qui fait écho à la fois au projet d' « activation » de la TVB et au projet du déploiement de la politique Agroécologique et Alimentaire grâce à la démarche ERC.

Des grands principes de compensation sont érigés. En effet, il est indiqué que la compensation doit se faire :

- à proximité et en renforcement des réservoirs et corridors de la TVB, et,
- en équivalence écologique avec les sites outragés grâce à l'identification de grands ensembles écologiquement similaires.

Le premier point recoupe notre indicateur « proximité » mais les données de base ne sont pas les mêmes. En effet, le SCoT propose une TVB sur son territoire. Les réservoirs écologiques de cette TVB regroupent toutes les zones réglementaires d'intérêt écologique fort (principalement les zones Natura 2000, les ZNIEFF de type 1, et les conventions RAMSAR ...). De plus, alors que ce n'était pas l'objectif de notre travail, les réservoirs écologiques de la TVB ont été complétés au regard de la carte d'importance écologique. Au total 3700 ha supplémentaires de réservoirs ont été ajoutés aux réservoirs issus du SRCE. Ces réservoirs correspondent à des zones à forte importance écologique, sur des espaces où aucun zonage officiel n'opère. Ainsi, pour rester en cohérence avec les autres politiques sectorielles, il a été jugé pertinent de proposer ce nouvel indicateur de « proximité » basé sur la TVB élaborée par 3M. Finalement, l'indicateur « faisabilité » est le seul qui ne ressort pas dans le DOO. Cependant le service foncier s'est

approprié le principe de base de cet indicateur pour mener sa propre analyse de dureté foncière afin d'élaborer une stratégie foncière en interne pour la compensation écologique.

7.5.3. ... et quelle utilisation « officieuse » ?

Finally, officially few elements of our work clearly stand out in the final strategic document. However, this work, which is inscribed in a long time, seems to have allowed to bend a tendency towards a reflexive settlement of the territory without taking into account the real natural environments and biodiversity.

For example, one can note that during the first thesis committee, Stéphanie Jannin, elected member of the metropolitan development and sustainable management of the territory and of public space, habitat and in charge of the environment, sustainable development, climate and biodiversity since December 2017, held the following proposals: *« Eviter et réduire ne sont pas faciles à porter politiquement, c'est compenser qui aura le dessus du panier. J'ai le pressentiment que communiquer sur la compensation sera toujours plus facile. »*. It seems that today a clear evolution has taken place. Even if this is not without doubt the only explanation, the co-construction of our methodological framework with the different stakeholders, including the agents of 3M during the revision of the SCoT, has undoubtedly played a role. It has allowed to « plant seeds » and thus to implant little by little a global settlement process based on priority on the principle of avoidance of major impacts – avoidance becomes a palpable and therefore envisageable option for the planner – and to bring to light from the planning stage the principles of compensation necessary for coherence of future compensation actions.

Nous venons de voir qu'en l'état actuel des choses, l'échelon territorial des EPCI semble être un échelon levier notamment par ses compétences (changement d'échelle d'aménagement) pour prendre en main la question « ERC » et améliorer potentiellement l'efficacité écologique de celle-ci à travers l'adoption d'une approche territoriale et stratégique.

L'étude de différents EPCI a montré que l'internalisation de l'instrument ERC a engendré un certain nombre de modifications dans leur organisation et leurs pratiques. Cependant, ces changements ne sont pas radicaux. En effet, beaucoup des adaptations semblent être le résultat de tâtonnements, de bricolage sur un sujet sur lequel les EPCI sont réservés car détenteurs de très peu d'expertise. Ainsi, leurs choix résultent en différentes approches et stratégies qui peuvent se répartir sur un gradient allant de l'absence de stratégie (les « réactifs ») à une approche plus stratégique et territoriale de la séquence ERC (les « proactifs 'pragmatiques' et 'programmeurs'»). Notre analyse nous permet finalement de mettre en évidence des limites qui freinent les EPCI dans leur proactivité quant à l'application anticipée de la séquence ERC à l'échelle de leur territoire. Elles sont relatives au manque de compétences, de moyens et de soutien politique, ainsi qu'au manque de vision globale de la biodiversité et d'indicateurs « standardisés » pour évaluer les potentiels du territoire.

Enfin, nous utilisons les limites identifiées ci-dessus pour proposer une approche méthodologique pour anticiper la séquence ERC. Bien que certaines limites soient identifiées, ces travaux développés et testés dans un cas d'application concret, Montpellier Méditerranée Métropole, permettent :

- * d'apporter des informations supplémentaires sur la connaissance du territoire d'un point de vue écologique que les acteurs de l'aménagement n'ont pas par défaut ;
 - * d'anticiper ainsi l'étape d'évitement, de réduction et de compensation ainsi que la question des futurs impacts cumulés en adaptant le plan urbain et les orientations et prescriptions d'aménagement ;
 - * d'inculquer une nouvelle logique de réflexion en aménagement plus en phase avec le principe de hiérarchie de la séquence ERC, en redonnant à l'évitement toute sa priorité.
-

PARTIE 3 : DISCUSSION GENERALE

Bien que nous ayons discuté au fur et à mesure nos résultats dans la partie précédente, cette troisième et dernière partie a pour vocation de prendre du recul et de discuter l'ensemble de nos conclusions. Dans le Chapitre 8 nous résumons les résultats phares exposés dans la partie précédente et nous analysons comment ceux-ci peuvent s'intégrer dans le paysage socio-politique actuel ainsi que leurs apports pour répondre à notre questionnement initial. Enfin, nous explicitons en Chapitre 9 des perspectives identifiées au cours de nos travaux. C'est aussi dans ce dernier Chapitre que nous proposons des voies d'amélioration opérationnelles pour une mise en œuvre efficace de la séquence ERC sur le plan écologique.

Chapitre 8 – Discussion et conclusion

*« Si deux hommes sont d'accord sur tout, c'est qu'un seul des deux pense »
(Lyndon Johnson)*

8.1. Résumé des principaux résultats au regard des lacunes identifiées

Nous avons pointé dans le premier Chapitre quelques lacunes majeures sur le plan opérationnel et scientifique à propos de l'application de la séquence ERC. Elles peuvent être résumées en :

1) très peu de recherche sur le thème de la prise en compte de la biodiversité dans les petits projets d'aménagement ponctuels ;

2) un déséquilibre dans les phases de la séquence ERC en faveur de la compensation et au dépit de la phase d'évitement ;

3) une mauvaise articulation entre l'échelle projet et l'échelle de la planification, cette dernière étant d'ailleurs très peu utilisée et étudiée pour l'application de la séquence ERC (en comparaison à l'échelle projet).

Dans ce contexte, nous avons mené nos premiers travaux dans le but de quantifier et de qualifier :

- l'évolution de la prise en compte de la biodiversité à travers l'application de la séquence ERC dans les études d'impact de « petits » projets et les jeux d'acteurs qui régissent cette application au regard des évolutions réglementaires,
- la façon dont la séquence ERC est appliquée aujourd'hui afin d'apprécier les progrès encore envisageables.

Ces travaux ont montré une évolution notable des pratiques et de l'organisation des acteurs, cependant, ils nous ont aussi menés à l'identification de limites quant à l'efficacité de la séquence ERC due à l'échelle même à laquelle elle est appliquée (échelle spatiale très locale, échelle de l'action). En plus des limites liées à la très faible prise en compte de la TVB ou des impacts cumulés ainsi qu'à un déséquilibre des pouvoirs dans les négociations pour l'application d'ERC, une des limites majeures est l'incapacité d'implémentation optimale de l'étape d'évitement. Ceci fait donc écho au second problème identifié dans le Chapitre 1.

Au regard du troisième point concernant la très faible application de la séquence ERC à l'échelle de la planification, nous avons mené une réflexion sur le changement d'échelle. Nos travaux explicitent alors en quoi un passage de l'application de la séquence à une échelle territoriale et stratégique (en complément de l'échelle locale et d'action préalablement étudiée) permet de pallier de multiples limites identifiées dans la première phase des travaux. Nous étudions par la suite la façon dont la séquence ERC peut être concrètement appliquée à un échelon territorial en apportant des définitions opérationnelles de chacune des étapes, en recherchant l'échelon territorial adapté à l'implémentation anticipée de la séquence et en examinant comment les acteurs s'emparent aujourd'hui (ou non) de cette question. Enfin, après avoir identifié le manque d'outils ajustés à ce défi, nous proposons dans un premier

temps une démarche méthodologique opérationnelle, que nous appliquons dans un deuxième temps au territoire de Montpellier Méditerranée Métropole.

8.2. La réponse à la question

Il s'agit donc maintenant, de répondre à notre question initiale : **la séquence ERC est-elle un instrument efficace pour intégrer la biodiversité comme donnée d'entrée dans l'aménagement du territoire ? Permet-elle de questionner et finalement de redéfinir l'aménagement du territoire pour un impact moindre sur les milieux naturels ?**

En d'autres mots : **la séquence ERC est-elle un instrument pour éviter ou pour légitimer la perte de biodiversité ?**

Tout d'abord, nos travaux apportent quelques éléments pour justifier l'utilisation croissante de la séquence ERC et le changement des pratiques dans sa mise en œuvre. En effet, on observe une nette évolution en lien avec les évolutions réglementaires depuis les années 2010. Le nombre de mesures proposées a augmenté, les études sont plus détaillées et prennent mieux en compte tous les groupes d'espèces, leurs habitats, les fonctionnalités écologiques. Une réelle tendance vers l'amélioration s'installe. De plus, les rôles et les interrelations entre les acteurs évoluent. De nouveaux acteurs émergent en masse, comme les experts des bureaux d'études naturalistes notamment qui occupent une place phare dans le secteur de l'environnement (Granjou, 2013), et qui sont porteurs d'intérêts plutôt « écologiques ». D'autres comme les services de l'État, changent de stratégie pour un meilleur accompagnement des maîtres d'ouvrage dans l'intégration écologique de leur projet. On observe aussi que les EPCI sont dans une dynamique allant vers une anticipation de la mise en œuvre de la séquence ERC, avec pour certains une stratégie d'évitement des impacts avant tout malgré l'absence d'une incitation réglementaire nouvelle en la matière. Tous ces éléments illustrent l'évolution positive en cours des pratiques de mise en œuvre de la séquence ERC.

Ceci est accompagné d'une recherche très active à ce sujet en France et dans le monde avec une explosion du nombre de publications sur la compensation écologique depuis 2008 (Gelcich *et al.*, 2017). Enfin des évolutions réglementaires complètent certains manques et leur mise en œuvre dans les années à venir va certainement maintenir cette tendance vers l'amélioration.

Cependant, à l'échelle des projets, malgré les évolutions nettes du contenu des études d'impact on peut se questionner sur la réelle redéfinition du projet au regard des données de biodiversité. En effet, nous avons vu que l'évitement se fait à la marge et, quand il a lieu, ne permet qu'une faible réduction de l'emprise du projet. Les solutions alternatives du projet ne sont jamais étudiées en termes d'impacts écologiques et l'évolution dans la considération des impacts cumulés ou des continuités écologiques se traduit le plus souvent en seulement une « mention », une « case cochée » dans l'étude d'impact, et non une réelle prise en compte. Par conséquent, ce ne sont pas des paramètres susceptibles de redéfinir le projet et qui rentrent dans les données d'entrée pour dimensionner les mesures ERC. De plus, des flous conceptuels semblent être investis par les acteurs pour limiter la contrainte qu'ils associent à la modification du projet en lien avec des considérations écologiques. Par exemple, ce que le bureau d'études entend par « significativité » des impacts et notamment la définition claire du

point de bascule entre impact significatif et impact non-significatif n'est jamais donnée. Ainsi, les négociations et arrangements peuvent passer inaperçus sur le papier de l'étude d'impact. Nous avons aussi noté que l'utilisation de l'instrument ERC est associée à la dominance des acteurs aux intérêts « économiques », qui semblent étouffer les acteurs porteurs d'autres intérêts plus en lien avec la conservation de la biodiversité. Ceci se traduit notamment par l'absence de main mise de ces derniers sur la définition de l'utilité publique des projets, or cette définition réduit ensuite nettement la capacité de la séquence ERC à engendrer une redéfinition notable du projet. Le problème de participation du public va aussi dans ce sens. Le public est souvent exclu tacitement des décisions par ignorance du fonctionnement procédural de l'aménagement du territoire ou simplement car la mobilisation est trop énergivore au regard du processus de concertation actuel. Ainsi, à la lumière de l'analyse stratégique de la gestion environnementale (Mermet *et al.*, 2005) - qui pose comme hypothèse de travail que pour qu'un instrument d'action publique tende vers son objectif politique, il faut qu'il renforce les acteurs qui portent cet objectif et qui sont les relais et les porteurs du sens initial de la politique - il semble dès lors que l'instrument ERC face preuve d'inefficacité écologique.

En outre, des arrangements issus notamment du rapport de force et qui profitent de la souplesse de la réglementation pour implémenter des stratégies semblent s'instaurer. L'exemple des confusions sémantiques peut illustrer et aller dans le sens de cette hypothèse. En effet, nous avons identifié ces confusions comme néfastes pour une réelle efficacité écologique de la séquence. Cependant, la recherche d'atténuation des confusions est questionnable. Tout d'abord, il semble que les orientations ministérielles actuelles aident plutôt à asseoir ces confusions. La loi Biodiversité l'illustre en précisant que les mesures de compensation doivent être « mises en œuvre en priorité sur le site endommagé ou, en tout état de cause, à proximité de celui-ci afin de garantir ses fonctionnalités de manière pérenne » (Art. L. 163-1). D'après les définitions de la doctrine, les mesures de compensation « ont pour objectif d'apporter une contrepartie aux impacts résiduels négatifs » qui sont calculés suite aux mesures d'évitement et de réduction. Mais les mesures de compensation mises en œuvre sur le site de projet ne contribuent-elles pas justement à réduire les impacts résiduels significatifs ? Ne sont-elles pas donc des mesures de réduction ? Ces nouvelles lignes de loi augmentent considérablement les confusions potentielles entre la réduction et la compensation notamment. Elles semblent aussi permettre, légalement, de gonfler le nombre des mesures de compensation grâce à des mesures de réduction. De plus, dans le guide rédigé par le CGDD (CGDD, 2018), l'ajout de la catégorie « évitement temporel » dans la nomenclature ERC soutient cette hypothèse. Ce type d'évitement, ne supprimant pas l'impact, mais le reportant dans le temps, permettrait d'officialiser le report de mesures de réduction (tel que l'adaptation du calendrier de chantier aux espèces à enjeux) vers des mesures d'évitement ce qui ne semble pas approprié au regard des confusions actuelles et de leurs conséquences (cf. 8.3.3, Chapitre 8).

Ces quelques points nous questionnent alors sur les intentions mêmes de l'outil et sur les objectifs que nous pouvons lui attribuer. Par son application théorique, la séquence ERC doit atteindre l'objectif de *no net loss* et constituer un outil de politique environnementale de conservation comme il en a l'intention aujourd'hui. Seulement, au regard de son application en pratique et des orientations actuelles, l'objectif de *no net loss* semble rester utopique, la séquence ERC se cantonnant à une application pour « un moindre mal » (Semal et Guillet, 2017). La séquence ERC s'avère être un des outils de politique sectorielle d'aménagement du

territoire qui permet d'atténuer l'impact des projets, mais dont les intentions et les objectifs ne peuvent aller au-delà.

En permettant de redéfinir le plan d'aménagement urbain en amont de chacun des projets, une anticipation de l'application de la séquence ERC à travers une approche aux échelons territorial et stratégique semble être une solution sévante pour surmonter les limites de l'échelle « projet ». De plus, ceci doit être couplé à un recentrage de la séquence sur la phase d'évitement. Au-delà de l'évitement spatial, cette 1^e étape porte aussi des valeurs liées à la sobriété, à l'équilibre. En effet, une fois l'évitement dépassé, la mise en œuvre de la séquence engendre une dette écologique.

Pour finir, des limites qui peuvent être reliées à des éléments relevant de l'économie mondialisée sont à considérer. En effet, dans le paradigme libéral très prégnant des politiques publiques focalisées sur la croissance que nous connaissons, l'amplitude d'action et l'efficacité écologique de l'instrument ERC sont limitées. L'idée du compromis en faveur du développement économique est actée. Seule une transformation profonde de la société, actuellement centrée sur la croissance, vers une société considérant les limites biophysiques des milieux et centrée sur le bien-être et la conservation de la biodiversité pourrait aider à améliorer cela (Martin *et al.*, 2016).

8.3 Articulation avec les nouveautés réglementaires et doctrinaires

Pour questionner les implications et les potentiels de nos travaux, nous pensons utile d'explicitier comment ces résultats s'insèrent dans le nouveau contexte national au regard de trois événements très récents qui, selon nous, ont et vont faire évoluer les pratiques d'application de la séquence ERC. Nous pensons à :

- la loi Biodiversité (Loi n°2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages) ;
- le rapport Dantec (Dantec, 2017) ;
- le guide de classification de la séquence ERC (CGDD, 2018).

En effet, ces trois documents préconisent de nouvelles bonnes pratiques ou donnent de nouveaux outils et de nouvelles règles pour l'application de la séquence ERC. En lien avec leur portée réglementaire variable, on peut se demander : 1) en quoi permettent-ils de pallier les limites que nous avons identifiées à l'échelle des projets ? Et, 2) ont-ils l'ambition d'orienter l'application de la séquence ERC vers les échelons territorial et stratégique ?

8.3.1. La loi Biodiversité (2016) : apports et insuffisances

Dans un premier temps, la loi Biodiversité donne pour la première fois sur le plan réglementaire, une définition de la biodiversité. En effet, cette notion n'était pas encore définie

dans le code de l'environnement. La définition choisie est exactement celle établie dans la convention sur la diversité biologique élaborée au sommet de la Terre à Rio en 1992 : « Diversité biologique: Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes. » (Nations Unies, 1992). Elle va dans le sens d'un décloisonnement de l'approche de la biodiversité que l'on observe aujourd'hui dans les études d'impact. L'impact potentiel de cette avancée est à nuancer car une déclinaison locale et opérationnelle de la biodiversité est toujours inévitable (cf. 5.3.2, Chapitre 5).

La loi réitère le principe de hiérarchie de la séquence avec l'obligation d'appliquer les étapes d'évitement et de réduction avant la compensation. Elle déclare aussi que « si les atteintes liées au projet ne peuvent être ni évitées, ni réduites, ni compensées de façon satisfaisante, celui-ci n'est pas autorisé en l'état ». En remettant le projet en jeu, ces déclarations poussent le maître d'ouvrage à mieux considérer la séquence dans sa globalité en commençant par l'évitement. En parallèle, l'article L 122-3 est modifié de façon à ce que l'étude d'impact ne doive plus seulement « esquisser » les principales solutions de substitutions mais elle doit désormais les « décrire ». Ceci est complété par le décret du 11 août 2016 qui demande l'ajout d'une partie sur l'évolution possible de l'environnement avec la mise en œuvre du projet (« scénario de référence »⁶⁵) ainsi qu'un aperçu de l'évolution probable sans mise en œuvre (Art. R 122-5). Ces modifications devraient donc inciter les maîtres d'ouvrage à mieux appliquer la phase d'évitement, avec notamment une argumentation plus fine sur le choix effectué au regard de solutions alternatives au projet, dont l'alternative « sans projet ». En pratique, ce genre d'évolution doit être modulée au vu de la réalité des opérations d'aménagement dont la temporalité est très longue (temps politique, temps technico-économique, temps réglementaire) et dont les incertitudes, qui sont multiples, font évoluer le projet de façon itérative tout au long des phases préalables.

A cela s'ajoute l'objectif « d'absence de perte nette de biodiversité » qui n'était pas encore clairement explicité en France, ainsi que la nécessité de compenser de manière à obtenir une « équivalence écologique ». Ces précisions sont très ambitieuses car désormais contraignantes. Pour s'assurer d'obtenir une absence de perte nette de biodiversité, « l'obligation de résultat » liée aux mesures de compensation est exigée et il est précisé que les mesures doivent « être effectives pendant toute la durée des atteintes ». Afin de remplir ces obligations, le suivi-évaluation devra être mieux calibré dans les études d'impact (définition d'indicateurs de suivi et d'objectifs précis en équivalence avec les pertes identifiées) et renforcé en pratique sur le terrain.

Dans ce contexte, le renforcement du rôle de l'autorité administrative en cas de non atteinte des objectifs écologiques (Art. L 163-4 CE), ainsi que la demande explicite d'organiser une géolocalisation des mesures de compensation accessible au public sur internet (Art. L 163-5 CE) et une mise à disposition des études d'impact et des données brutes par voie électronique (Art. L 122-1 CE), ont aussi pour objectif d'inciter le maître d'ouvrage à remplir son devoir quant à la compensation écologique en garantissant l'efficacité écologique des mesures qu'il met en place. Seul responsable, il est désormais face à un public qui peut s'informer plus facilement et

⁶⁵ Expression étonnante dans ce cas de figure car elle est employée de façon inversée : le scénario de référence est communément utilisé pour le scénario sans impact, sans projet

face à une autorité qui a les moyens juridiques de le corriger. Toutefois, la pression sur le maître d'ouvrage ne garantit pas la bonne mise en œuvre et ne règle en aucun cas la question de l'information, de la formation et de l'apprentissage.

En termes de suivi et d'évaluation, nous avons mis en évidence les difficultés des services de l'État face à ce sujet. La création de l'Agence Française de la Biodiversité (AFB) par la loi Biodiversité a vocation à y remédier. En effet, une de ses missions, assignée par la loi, est le « suivi des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité » (Art. L. 131-9 CE). L'implication de l'AFB semble ainsi inévitable pour permettre une meilleure implication des maîtres d'ouvrage dans la mise en œuvre des mesures dont ils sont responsables sans surcharger les services de l'État, déjà surchargés par l'accompagnement amont et l'instruction des dossiers d'aménagement. La mise en place d'un suivi systématique peut donc être espérée.

Enfin, la loi définit un nouveau statut, celui d'« opérateur » de compensation, ainsi qu'un nouvel outil nommé « sites naturels de compensation »⁶⁶. La combinaison de ces nouveaux concepts permet d'aider à l'anticipation de la compensation en donnant la possibilité à un opérateur de créer des unités de compensation *via* des actions de restauration écologique en prévision de futures atteintes à l'environnement. Ce sujet très polémique peut avoir des avantages sur l'efficacité écologique de la compensation comme par exemple la réduction du décalage temporel entre le lancement du projet et de la compensation écologique ou la mutualisation des surfaces de compensation sur des zones écologiquement très pertinentes. Cependant, cette évolution peut aussi avoir des inconvénients notamment sur la responsabilisation du maître d'ouvrage et sur le respect de chacune des étapes avec une facilitation pour aller directement à l'étape de la compensation. En outre, bien que des règles d'encadrement des sites naturels de compensation soient pleinement nécessaires pour garantir un bon niveau écologique des compensations mises en œuvre (Levrel et Couvet, 2016), la question de l'équivalence écologique et des méthodes qui seront utilisées dans ce nouveau système de gouvernance reste en suspens.

La loi Biodiversité pose des objectifs ambitieux pour la séquence ERC et pointe certains éléments que nous identifions comme manquant dans nos travaux tels qu'une définition intégrée de la biodiversité, un suivi-évaluation plus systématique et contrôlé, des outils pour anticiper la compensation sur le territoire, etc. Toutefois, par son approche étroite, centrée sur la compensation écologique, elle ne semble pas tout à fait donner les outils qui correspondent à l'accomplissement de ces objectifs. Par exemple, elle ne revient pas sur le devoir de prise en compte des effets cumulés qui était un ajout législatif de la loi Grenelle 2 et qui reste une question irrésolue aujourd'hui par manque d'outils pour les évaluer. Se pose aussi la question de l'aménagement diffus qui constitue plus de la moitié de la surface artificialisée entre 2006 et 2014 en France (Agreste, 2015), et qui dans la majorité des cas échappe à la nomenclature des études d'impact. En outre, la loi se concentre quasiment exclusivement sur la compensation écologique mettant de côté le sujet de l'évitement (l'incitation à une phase d'évitement plus marquée ressort dans l'analyse mais est implicite dans le texte) et de la réduction alors que des avancés auraient aussi pu être envisagées. En effet, des incitations pour le suivi-évaluation des

⁶⁶ Cf. Décret n° 2017-264 et n°2017-265 du 28 février 2017 relatif à l'agrément des sites naturels de compensation

mesures de réduction, l'obligation de géolocalisation des zones d'évitement ou encore des outils pour aider à l'anticipation de l'évitement dès l'échelle de la planification auraient pu être introduits.

8.3.2. Le rapport Dantec (2017) : orientations et omissions

Ce rapport a été écrit dans le contexte d'une commission d'enquête⁶⁷ sur « la réalité des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité engagées sur des grands projets d'infrastructures, intégrant les mesures d'anticipation, les études préalables, les conditions de réalisation et leur suivi ». Son but est d'identifier les difficultés de mise en œuvre de la séquence ERC. Suite à l'audition de 135 personnalités, l'étude de quatre projets concrets et le recueil des contributions des citoyens, les conclusions du rapport amènent le rapporteur à formuler 35 propositions « dessinant une 'séquence idéale' »⁶⁸. Les propositions sont fondées sur les grands axes suivants, qui se sont avérés essentiels : « mieux anticiper et appliquer plus systématiquement l'évitement et la réduction, assurer un consensus scientifique entre les parties et mettre en œuvre la compensation de manière plus souple et plus efficace »⁶¹.

En effet, le rapport constate tout d'abord le retour récurrent des acteurs sur l'insuffisance de la mise en œuvre de l'évitement, et sur la nécessité d'une plus grande anticipation dans la mise en œuvre de la séquence. A ce sujet, il en fait une des grandes orientations du rapport dans lequel il préconise notamment de « définir dans le code de l'environnement, comme cela est déjà prévu pour la compensation, les grands principes applicables à la mise en œuvre de l'évitement et de la réduction ». Dans le même registre mais plutôt sur le plan méthodologique, le rapport préconise d'« assurer une intégration pleine et entière des travaux dans la séquence ERC, par une anticipation de leurs impacts et un contrôle effectif, par les pouvoirs publics, lors de leur réalisation. ». Ces propositions vont largement dans le sens de nos travaux, vers un rééquilibrage de la séquence ERC en faveur des premières étapes (éviter et réduire). Cependant le volet « anticipation de la séquence ERC » semble être rapidement mis de côté dans les propositions par la suite. Une meilleure définition et anticipation des étapes E et R est nécessaire à l'échelle des projets, mais il semble qu'elle le soit surtout à l'échelle de la planification où un effort de définition de la séquence ERC appréhendée en anticipation est requis. Cette thèse pourrait donner matière à réflexion dans la mesure où nous nous appliquons à donner des définitions pour chacune des étapes adaptées à l'échelon stratégique et territorial.

Une autre grande orientation recommande de s'appuyer sur les collectivités territoriales pour une véritable planification de la compensation. Ainsi il s'agit de « localiser en priorité les mesures compensatoires sur des territoires cohérents avec la trame verte et bleue » et d'« associer pleinement les collectivités territoriales à la réalisation de l'inventaire national des espaces naturels à fort potentiel de gain écologique confié à l'AFB par la loi Biodiversité ». Nous rejoignons ces propositions. Les collectivités territoriales, dont les EPCI en tant que rédacteurs

⁶⁷ La commission d'enquête est un outil de l'assemblée parlementaire, elle est d'ailleurs menée par un sénateur. Son objectif est de recueillir des informations sur des sujets déterminés qui ont trait à des enjeux forts et de faire « caisse de résonance » en les portant à connaissance du Sénat et au public. Les sujets sont suscités par les répercussions de certaines questions dans l'opinion publique. Par conséquent, en ce qui concerne la portée de ce document, les conclusions et propositions faites servent explicitement à orienter l'action gouvernementale.

⁶⁸ <https://www.senat.fr/notice-rapport/2016/r16-517-1-notice.html>

de documents de planification tels que le SCoT ou le PLUi, doivent être des acteurs centraux dans la réflexion. Cependant, nous déplorons qu'une nouvelle fois, ces propositions ne concernent que la compensation. L'anticipation de la phase d'évitement est un enjeu majeur pour une plus grande efficacité de la séquence. C'est donc un défi substantiel à l'échelle des collectivités territoriales. La stratégie d'évitement pourrait d'ailleurs être réfléchie et articulée avec la planification des espaces constitutifs de la TVB, en étant intégrée aux zones de réservoir dans les documents de planification par exemple (Article [7]).

Le rapport propose aussi un renforcement du suivi de la mise en œuvre de la séquence ERC en s'appuyant sur les nouvelles compétences de l'AFB et indiquant « précisément la localisation des zones accueillant des mesures de compensation dans les différents documents d'urbanisme afin de garantir une bonne information au niveau local. ». En effet, ces points sont essentiels et réglementaires depuis la loi Biodiversité qui assigne cette mission à l'AFB et qui instaure l'obligation de géolocalisation des mesures compensatoires. Cependant, encore une fois nous regrettons vivement que ces propositions ne soient pas élargies aux mesures d'évitement et de réduction. En effet, s'il n'y a pas d'incitation pour suivre les mesures de réduction, leur mise en œuvre est mise à mal, et donc leur efficacité aussi. De plus, si les zones évitées ne sont pas localisées et archivées (avec des informations sur les raisons de l'évitement), elles risquent fortement d'être négativement affectées dans le futur ou de subir des impacts cumulés colossaux. L'évitement aura donc une efficacité finalement nulle avec le temps. De même, nous avons vu que les mesures de réduction sont extrêmement nombreuses. Elles sont à la base de l'argumentation sur l'atténuation des impacts des projets d'aménagement dans les dossiers d'évaluation environnementale. Pourtant, dans le cas des petits projets d'aménagement, une fois le projet commencé, elles ne sont jamais suivies. Nous notons sur ce point que ce manquement recoupe les lacunes identifiées dans la loi Biodiversité et permet de questionner largement l'efficacité réelle de la séquence ERC sur le moyen/ long terme.

Enfin, la proposition d'« inclure obligatoirement, dans les dossiers d'enquête publique, les observations en réponse, de la part du maître d'ouvrage, sur les griefs éventuellement soulevés par l'avis de l'Autorité environnementale » nous paraît très appropriée au regard des avis de l'Ae aujourd'hui trop peu utilisés et dont l'utilisation est non proportionnée à l'implication des agents des services de l'État pour leur rédaction (Chapitre 5). Cependant, pour ne pas constituer une mesure superflue, ceci devrait être accompagné en amont par une meilleure information et une sensibilisation du public sur les procédures d'aménagement.

Pour conclure, le rapport Dantec amène des orientations qui vont dans le sens de nos résultats et des propositions concrètes. Cependant, comme c'est le cas dans la loi Biodiversité, pour beaucoup de recommandations les propos se concentrent sur la compensation alors qu'ils auraient pu être élargis à l'évitement et à la réduction.

Ainsi, nous estimons que même si l'on s'en approche, le rapport ne dessine pas 'en creux' la séquence ERC « idéale », mais plutôt la compensation idéale.

8.3.3. Le guide d'aide à la définition des mesures ERC (2018)

Ce guide est sorti en janvier 2018 et a été piloté par le CGDD. Il est issu d'un travail de réflexion collective d'une trentaine d'acteurs, en majorité membres de services de l'État (DREAL de différentes régions ; CGDD ; Direction générale de l'aménagement, du logement et de la

nature ; direction générale de la prévention des risques ; direction générale des infrastructures, des transports et de la mer ; AFB ; etc). Il s'inscrit dans le prolongement de la doctrine nationale ERC et des lignes directrices ERC de 2012 et 2013. Ce document est issu du constat d'une hétérogénéité du niveau d'appréhension des différents acteurs quant à ce que représente l'évitement, la réduction, la compensation, voire l'accompagnement. Il a pour objectif de « produire des éléments méthodologiques permettant de mieux définir ce que peuvent recouvrir les différentes phases de la séquence ERC et de proposer une classification des mesures de ces dernières ». Cette homogénéisation est aussi nécessaire afin de pouvoir faciliter le suivi des mesures comme prévu par la loi Biodiversité et comme préconisé par le rapport Dantec. Enfin, il est clairement explicité que ce document « ne contraint en rien les choix de mesures par le maître d'ouvrage et a été conçu de manière à ne pas brider les innovations en prenant en compte l'avancée des connaissances scientifiques sur le sujet ».

L'analyse des apports et limites de ce guide méthodologique est intéressant au regard de nos résultats. Tout d'abord nous avons mis en lumière une grande hétérogénéité dans l'interprétation des définitions des mesures E, R, C et A dans les études d'impact. Ce guide a le mérite de préciser les définitions de chacune des phases de la séquence et d'illustrer chaque mesure par de multiples exemples. On notera par exemple des précisions fondamentales sur la façon dont se traduit l'évitement pour un habitat naturel, pour une espèce végétale ou animale (page 23). A ce propos, le guide appuie nettement sur la nécessité de supprimer complètement les impacts directs et indirects pour que la mesure puisse être qualifiée d'évitement. Il précise aussi que l'« on parlera de réduction, et non d'évitement, lorsque la solution retenue ne garantit pas ou ne parvient pas à la suppression totale d'un impact. ». Le rapport amène une nette plus-value sur la définition des mesures d'accompagnement. En effet, elles n'avaient fait l'objet que d'une définition rapide dans les lignes directrices (comme des mesures permettant de renforcer les mesures de compensation, Tableau 1), or elles sont utilisées massivement en pratique et de façon extrêmement floue. Le guide élargit leur champ par rapport à la définition des lignes directrices en introduisant que les mesures d'accompagnement correspondent à « toutes les mesures qui ne peuvent se rattacher ni à l'évitement, ni à la réduction, ni à la compensation ». Ainsi elles correspondent aux actions expérimentales, aux mesures qui ne se traduisent pas en action *in-situ* (sensibilisation, création de connaissances, préservation, pérennisation foncière de la compensation, financements de programmes d'action ou de recherche), ou encore aux mesures qui ne respectent pas les principes d'équivalence écologique ou de proximité géographique fonctionnelle par exemple, et qui viennent donc en complément volontaire aux mesures ERC déjà envisagées.

Cependant, un élément nous questionne quant à son objectif de clarification. En effet, au regard des précisions sur la définition de l'évitement comme une mesure notamment qui « garantit l'absence totale d'impacts directs ou indirects sur l'ensemble des individus de la population ciblée et sur les composantes physiques et biologiques nécessaires à l'accomplissement de l'ensemble de son cycle de vie », l'évitement temporel semble être critiquable. Selon le guide, une mesure d'évitement temporel classique correspond par exemple à l'adaptation du calendrier des travaux ou des périodes d'exploitation d'un projet en fonction d'une espèce donnée présente sur le site de projet. Cette mesure ne peut assurément pas permettre un évitement total de l'impact : hors des périodes à éviter, un impact aura lieu, cet impact modifiera et perturbera le milieu, l'espèce sera donc potentiellement affectée une fois la période favorable revenue. Selon les cas, le guide indique que cette mesure peut effectivement être de la réduction, cependant cela ouvre une faille dans laquelle intérêts et stratégies peuvent

s'immiscer. Il nous semble donc dangereux d'ajouter une telle catégorie de mesures, qui n'existait pas précédemment, et qui est source de confusions.

Enfin, le guide annonce les plans et programmes comme étant dans le périmètre de ce qu'il recouvre, au même titre que les projets. Pourtant, il n'y a pas d'effort explicite de définition de ces mesures pour les plans et programmes, et dans les catégories et sous catégories des mesures, très peu concernent les plans et programmes. Nous trouvons cela dommage car un manque indéniable demeure à ce sujet. Ce guide aurait pu être l'occasion de préciser théoriquement et sur la base d'exemples ce que peuvent incarner les mesures ERC dans les plans et programmes.

Ces trois documents, et principalement la loi Biodiversité par sa portée juridique, renforcent très sensiblement les exigences liées à la mise en œuvre de la séquence ERC. Cependant on peut se questionner sur ce durcissement : ne se fait-il pas au détriment de l'applicabilité de la séquence ? A ce sujet, et en s'inspirant du concept initié par Aykut et Dahan (2014), Semal et Guillet (2017) introduisent la notion de « schisme de réalité » pour évoquer le décalage entre les objectifs officiels très ambitieux que l'on sait inatteignables et les pratiques réelles que l'on sait osciller entre moindre mal et *business as usual*. Concrètement, cela se traduit par exemple d'un côté par des exigences pour la mise en œuvre de la compensation écologique qui augmentent, et de l'autre par les moyens alloués aux services de l'État qui s'amoindrissent. On pourrait aussi émettre l'hypothèse d'une stratégie de durcissement de l'étape de compensation pour rendre celle-ci de plus en plus complexe et coûteuse afin que l'effort se rabatte naturellement sur les phases d'évitement et de réduction. Cependant, l'ouverture vers la compensation par l'offre et l'absence de proposition pour mieux suivre l'évitement et la réduction ne soutient pas une telle hypothèse.

Enfin, un certain nombre de points ne sont pas mis en avant dans ces documents, bien qu'ils ressortent comme incontournables à travers nos travaux. Ce sont ces points-là que nous abordons dans le Chapitre 9 : « Perspectives ».

Chapitre 9 – Perspectives

A la lumière de nos résultats, il s'agit dans cet ultime Chapitre de dessiner des perspectives pour de futures recherches ainsi que de faire des propositions concrètes, pour les acteurs de terrain (maîtres d'ouvrage, bureaux d'études, services de l'État, etc.).

9.1. Perspectives pour la recherche

Concernant plutôt le domaine de la recherche, certains résultats issus de nos travaux donnent des pistes de recherche qui nécessitent d'être approfondies davantage pour apporter des réponses plus complètes, concrètes et efficaces aux problèmes opérationnels liés à l'application de la séquence ERC (résumées dans le Tableau 9).

9.1.1. Aborder les questions latentes sur le changement d'échelle

Le premier point est le changement d'échelle pour appréhender la séquence ERC. Sur ma dernière année de thèse (de mi-2017 à mi-2018), nous constatons une convergence des réflexions pour un rééquilibrage de la séquence ERC vers la phase d'évitement, avec une intuition qui se généralise concernant la nécessité de changer d'échelle pour appréhender la séquence. Par exemple, divers travaux sont en cours de publication ; les résultats du programme « Compensation et infrastructures linéaires : stratégies et scénarios pour l'action » (COMPILSA ; Couvet *et al.*, 2017) amènent le sujet et le nouveau programme de recherche « Intégrer et rééquilibrer la séquence ERC dans l'aménagement du territoire : outils et mise en œuvre de l'action publique » (INSERCAT) dans le cadre d'ITTECOP se concentre spécifiquement sur cela depuis fin 2017 ; l'organisation du séminaire sur la phase d'évitement de la séquence ERC du 19 avril 2017 organisé au sein de ministère de l'environnement à Paris montre bien cette nouvelle préoccupation vers un rééquilibrage de la séquence (cf. Lemaître et Müller, 2017). Donc, bien qu'un tournant semble avoir lieu dans le cercle académique et dans l'administration publique avec une prise de conscience progressive du déséquilibre actuel et notamment de la nécessité d'éviter en priorité, le sujet principalement abordé dans les documents officiels récents reste la compensation à l'échelle « projet » (cf. 8.3, Chapitre 8).

La deuxième partie de la thèse a pour objet d'amener des éléments pour éclairer les zones d'ombre concernant l'anticipation de la séquence ERC à travers un changement d'échelle. Cependant, un certain nombre de questions restent en suspens concernant le passage des échelons de l'action et du projet aux échelons territorial et stratégique pour l'application de la séquence ERC.

Tout d'abord, changer d'échelle ne pose pas les mêmes questions pour les « grands » et pour les « petits » projets. Dans ce manuscrit, nous étudions le cas des petits projets d'aménagement soumis à la réglementation de l'étude d'impact. Cependant, au regard des vives différences entre grands et petits projets, on peut questionner ce que ce changement d'échelle impliquerait pour les grands projets (Article [6]). Par exemple, la conception des grands projets s'envisage

déjà à une large échelle. De plus, les grands projets tels que les infrastructures linéaires, qui sont des projets d'État, supplantent les zonages des documents de planification tels que les SCoT et PLUi. L'approche par les documents de planification n'aurait donc que peu d'effet sur l'élaboration de tels projets. Enfin, les grands projets s'inscrivent dans un temps beaucoup plus long que les petits projets. L'étude d'impact n'est qu'une photo finale où toute l'analyse multicritère pour le choix du tracé n'est exposée qu'en partie. L'évitement se matérialise ainsi différemment que pour les petits projets pour lesquels cette phase est plus « traçable ». Enfin, à l'inverse, le cas des petits projets dont l'ampleur est inférieure aux seuils réglementaires de l'étude d'impact est au centre de l'intérêt d'un changement d'échelle. Développer le champ de recherche sur le changement d'échelle permettrait donc de couvrir ce sujet que nous estimons au cœur des enjeux d'aménagements actuels.

Le financement est aussi une question en suspens. En effet, alors qu'à l'échelle des projets un retour sur investissement est attendu pour équilibrer le bilan financier, au niveau de la planification la question du financement reste ouverte. Des études approfondies sur l'évaluation de la biodiversité sur l'intégralité d'un territoire peuvent être très coûteuses et peu supportables par les collectivités publiques. La question est donc : où trouver des financements ? Au niveau européen et régional des subventions sont allouées à des projets sur l'identification et la territorialisation des connectivités écologiques. Nous avons vu que certains EPCI s'appuient sur ce type d'opportunité pour financer une partie de leur stratégie. D'autres sources de financement sont peut-être mobilisables, ou peut-être faut-il en proposer pour inciter les collectivités à entreprendre pour éviter en amont un maximum d'impacts ? En effet, une telle incitation pourrait être d'intérêt public dans la mesure où l'anticipation de la séquence ERC n'a pas vocation à empiéter sur la mise en œuvre de la séquence ERC pour chacun des projets individuels qui est effectivement à la charge du maître d'ouvrage.

Ceci amène une question primordiale en termes d'efficacité de l'action environnementale : l'additionnalité des politiques publiques dans leurs mises en œuvre (Maron et al., 2015b, montrent l'importance d'une telle question dans le cas des politiques de compensation). Dans le cas du changement d'échelle cette additionnalité des engagements publics et/ou privés semble être nécessaire sur le territoire, notamment lorsqu'il s'agit d'assoir la TVB en l'amplifiant *via* des mesures compensatoires. Cependant il est indispensable de questionner les recoupements entre la territorialisation de ces deux politiques publiques (Regnery, 2017; Article [7]). Plus largement, dans le champ de l'action environnementale, la complémentarité organisationnelle et l'additionnalité des politiques publiques aux différentes échelles territoriales doivent être éclaircies et analysées de façon que chaque échelon territorial génère des stratégies qui se servent et s'agrémentent mutuellement, plutôt que de s'empiéter.

Enfin, nous pensons aussi important d'explorer plus en détail le rôle potentiel des observatoires de biodiversité. Nos enquêtes auprès des EPCI indiquent une très faible utilisation de ceux-ci pour réfléchir à leur stratégie et élaborer leurs documents de planification. Cependant des données naturalistes sont bel et bien créées à l'échelon des EPCI, elles pourraient donc être engrangées et exploitées en faveur d'une connaissance plus globale de la biodiversité du territoire périurbain. Le développement de méthodologies et d'indicateurs écologiquement pertinents mais aussi compréhensibles et utilisables par les acteurs du territoire serait opportun.

9.1.2. Explorer les méthodes pour appliquer la séquence ERC à l'échelle territoriale

Au Chapitre 7, nous avons présenté une méthodologie s'insérant dans une approche simple et large qui s'articule autour de trois grandes questions. Toutefois, au sein de cette démarche générale, les développements méthodologiques peuvent être multiples.

Premièrement, les formes d'évitement peuvent être diverses et l'évitement « spatial » doit être couplé à un évitement lié à l'amointrissement de l'enveloppe d'extension urbaine nécessaire. Bien que ce soit des sujets fondamentaux, nous ne les explorons pas dans nos travaux.

De plus, d'autres façons de hiérarchiser la biodiversité dans l'espace pourraient être envisagées au regard des données disponibles et du contexte d'étude. A ce sujet, dans nos travaux, une des limites de base est l'obligation d'utiliser comme donnée d'entrée l'occupation du sol qui n'est pas élaborée dans une logique écologique. Une cartographie des habitats naturels sur tout le territoire faciliterait nettement les initiatives locales. Par conséquent, l'aboutissement du projet CarHAB (pour « cartographie des habitats »), initié par le ministère de l'écologie en 2011, paraît essentiel pour progresser sur les approches intégratives d'aménagement du territoire au niveau local.

En terme de réduction, il serait propice d'approfondir la question des solutions existantes ou à construire pour limiter l'impact des projets futurs dès les documents de planification. Pour cela il serait tout d'abord impératif de mener une étude sur la mise en œuvre actuelle des mesures de réduction dans le cadre des projets d'aménagement. C'est une donnée souvent absente, les mesures de réduction étant peu suivies, nous n'avons aucune information sur leur réelle mise en œuvre et sur leur efficacité. Cette étude serait un prérequis pour pouvoir préconiser des mesures de réduction des impacts, à l'échelle territoriale et stratégique.

Pour l'anticipation de la compensation, différentes pistes ont avorté lors de nos travaux. Par exemple, la question de la « faisabilité écologique » de la compensation n'est pas neutre et doit être explorée en détail. Par exemple, Regnery (2017) distingue ici les faisabilités technique, économique et sociale. D'autres publications comme celle de Gibbons *et al.* (2016) pourraient fournir des éléments pour caractériser cette faisabilité en évaluant par exemple que le NNL peut être atteignable grâce à de la compensation seulement si la biodiversité ciblée peut être restaurée en 55 ans. Ces études sont quelques exemples de pistes pouvant être explorées dans le cadre de nouveaux projets de recherche.

Enfin, au cours de nos travaux, nous n'avons pas abordé l'opportunité de lier la réflexion de l'anticipation de la compensation avec la compensation par l'offre (*i.e.*, les sites naturels de compensation) qui représentent un nouvel outil réglementaire depuis 2016. Il est vrai que dans le contexte de la thèse, ce n'est pas une orientation qui a été prise dès le départ car ce type d'approche incarne une philosophie et une éthique que nous n'avons pas trouvées opportunes dans le contexte de 3M, où le sujet émerge et nécessite d'être mûri. Nous avons donc préféré proposer des indices pour commencer la construction d'une stratégie ajustée, plutôt que de produire une solution clé en main sur un volet encore nouveau et très sensible. Toutefois, ceci n'exclut pas le potentiel écologique d'autres approches. Il est donc intéressant de tester et d'évaluer en détail leur complémentarité et la plus-value de leur association dans le cas spécifique de la réglementation française comme Vaissière *et al.*, (2016) l'ont initié sur le cas de la compensation des zones humides grenobloises.

9.1.3. Adopter une posture à l'interface recherche-action

Enfin, le dernier point que nous voulons évoquer ici concerne l'intérêt d'une posture à l'interface entre la recherche et l'action pour améliorer l'application de la séquence ERC. Au-delà d'un problème politique et scientifique, l'érosion de la biodiversité est aujourd'hui reconnue comme relevant d'un problème à l'interface entre science et politique. Cependant, les connaissances scientifiques ne semblent pas suffisamment prises en compte dans les politiques publiques (Mauz et Granjou, 2010). Notre expérience montre tout l'intérêt de mener une recherche adaptée aux besoins des acteurs du territoire, pour construire des outils d'aide à la décision, ainsi que, de manière réciproque, pour amener dans le cercle académique des résultats issus d'un contexte d'action réel. Il nous semble que ce type d'approche pourrait faire infléchir certains programmes de recherche, par exemple en questionnant plus concrètement les fondements écologiques des concepts associés aux pratiques de l'application de la séquence ERC (équivalence écologique, impacts cumulés et seuils écologiques...).

9.2. Propositions pour l'action

Quatre propositions pour l'action en lien avec : les décalages scalaires entre écologie et aménagement du territoire, la validité de la notion d'intérêt général, des propositions sur la gouvernance associée à la séquence ERC et enfin sur la mutualisation de retours d'expériences peuvent être identifiées (résumées dans le Tableau 9).

9.2.1. Intégrer l'écologie scientifique dans les projets d'aménagement

Les résultats issus du Chapitre 5 nous amènent à des propositions opérationnelles pour améliorer les études d'impact en réduisant l'écart entre les pratiques d'aménagement du territoire et l'écologie scientifique.

Tout d'abord, aujourd'hui, l'étude d'impact prend comme état de référence le temps zéro du site de projet avant impact pour toutes les analyses. Cependant, concernant le site de projet, il serait intéressant d'évaluer l'impact en intégrant les caractéristiques de la trajectoire écologique du milieu naturel avant impact : globalement la qualité écologique du milieu est-elle en voie d'amélioration, ou au contraire, est-elle en voie de dégradation ? Concernant le site de compensation, en particulier dans les zones périurbaines en évolution permanente, nous proposons d'adopter une « référence dynamique » dans l'analyse afin que la gestion du site de compensation soit suivie et évaluée dans une vision évolutive. Cela peut passer par l'intégration de l'évolution de l'occupation des sols dans le temps par exemple. Cet angle d'approche permettrait de définir une zone d'étude mieux adaptée aux dynamiques des espèces et pas seulement liée aux limites administratives (limite de parcelle, limite de commune) ou physiques (route, ruisseau, piste cyclable) comme à l'heure actuelle. De plus, cet état de référence étant toujours considéré comme fixe dans le temps et étant très rarement explicite, il constitue une réelle entrave à l'évaluation de l'atteinte du NNL (Bull & Brownlie, 2017; Bull *et al.*, 2014a; Gordon *et al.*, 2011; Maron *et al.*, 2015a).

Toujours dans le même registre, un tournant serait pertinent sur la récolte de données. En écologie, se baser simplement sur des inventaires n'a que peu de sens. Un suivi temporel est

nécessaire pour comprendre l'évolution dans le temps et l'espace des espèces, de leur population, de leurs habitats et plus largement des processus écologiques qui opèrent sur la zone d'étude. Ceci permettrait d'espérer pouvoir compenser réellement l'impact sur le plan écologique.

Ces deux propositions permettraient aussi de mieux intégrer à la réflexion et dans l'action la biodiversité dite « commune ».

En outre, nos résultats montrent qu'il faut être, et rester, exigeant sur certaines définitions :

- La définition de la significativité laisse une large amplitude pour l'interprétation et pour des négociations ayant un effet sur l'efficacité de la séquence ERC. En effet, faire bouger le point de bascule peut facilement permettre d'éviter de compenser pour tel ou tel enjeu et de compenser pour un autre enjeu dont les actions de restauration écologique sont techniquement plus faisables. Produire un cadrage plus strict de cette notion pourrait mieux assurer l'objectivité des bureaux d'études en réduisant les possibilités de négociations. Un cadrage national serait approprié à ce sujet.
- La définition de la « patrimonialité » des espèces. Cette notion étant souvent utilisée et ayant une incidence assez directe sur le déroulement de la séquence ERC, il serait nécessaire de mieux cadrer et normer comment la définir.
- Il est nécessaire et urgent d'être plus vigilant sur les définitions des mesures (E, R, C et A) et l'application rigoureuse de la hiérarchie de la séquence (Article [3]). Le contrôle de l'État à ce niveau doit être renforcé. A ce titre le guide de classification des mesures ERC auquel nous avons participé apporte des éléments, mais qui restent perfectibles (cf. 8.3.3, Chapitre 8).

Enfin, certains sujets, comme l'analyse des solutions alternatives, la prise en compte des effets cumulés ou des effets du projet sur les fonctionnalités écologiques, ne sont qu'effleurés dans les études d'impact. Nous estimons nécessaire de leur rendre une place centrale dans l'analyse. Par exemple, concernant le suivi, il est important de proposer dès l'étude d'impact des indicateurs de suivi précis. Ce suivi doit aussi bien être prévu et mis en place pour les mesures d'évitement et de réduction sur le site de projet, que pour les mesures de compensation sur le site compensé.

Un moyen pour que ces propositions puissent se concrétiser serait d'élaborer un « cahier des charges type » partagé au niveau national entre écologues et aménageurs qui serait ajusté par les maîtres d'ouvrage au niveau local afin de calibrer la prestation naturaliste nécessaire pour chaque projet.

De plus, pour réduire le décalage entre les pratiques d'aménagement du territoire et l'écologie scientifique il serait opportun de continuer à multiplier les interactions entre chercheurs en écologie et en aménagement, les aménageurs (maîtres d'ouvrage, délégués à maîtrise d'ouvrage, certains élus et maîtres d'œuvre), mais aussi les bureaux d'études naturalistes qui font souvent le lien entre le domaine de la recherche et de l'aménagement. C'est par exemple une initiative de la région Occitanie depuis le début de ma thèse. A l'instar du réseau REVER (Réseau d'échanges et de valorisation en écologie de la restauration) créé en 2008 pour mettre en réseau les praticiens et scientifiques de la restauration écologique (Gallet et al., 2017), l'instauration d'une communauté régionale ERC (CRERCO) a été initiée en 2012 en Languedoc-Roussillon. Elle regroupe une large gamme d'acteurs des problématiques liées à la mise en

œuvre de la séquence ERC dans sa globalité. Des groupes de travail thématiques multi-acteurs sont organisés⁶⁹. Ceux-ci pourraient d'ailleurs être complétés par les points abordés ci-dessus (état de référence, récolte de données de terrain, la biodiversité commune, le suivi des mesures E et R, l'élaboration d'un cahier des charges « type », etc.). Cette organisation a aussi permis l'instauration d'une plateforme d'information sur les actualités ERC⁷⁰ ainsi que d'un annuaire répertoriant les acteurs de la séquence pour faciliter les échanges et donc les collaborations entre ces derniers. D'autres initiatives peuvent émerger comme par exemple des colloques à l'interface entre recherche-action comme celui organisé par le LabEx CeMEB, la Région Occitanie, La DREAL et le CEFE à Montpellier en mars 2017, où une journée était consacrée au thème « interactions recherche-aménageurs »⁷¹. La généralisation de ce type de démarche pourrait d'ailleurs permettre d'identifier les manques et lacunes redondants au niveau national, et ceux plus spécifiques localement dans le but d'organiser des formations adaptées à destination des différents groupes d'acteurs.

9.2.2. Redéfinir l'intérêt général pour augmenter la marge de manœuvre

Nous avons mis en évidence dans le Chapitre 5 que le concept d'utilité publique semble acter en amont de l'application de la séquence ERC l'existence du projet. Ceci réduit nettement la marge de manœuvre pour l'application de cette séquence étant donné qu'une fois le projet reconnu comme d'intérêt public, il doit avoir lieu, aux dépens souvent des milieux naturels qu'il détruit. La séquence devient alors une simple « case à cocher » dans la procédure d'aménagement, plutôt qu'un outil pour penser et redéfinir le projet. Semal & Guillet (2017) concluent d'ailleurs leur chapitre sur la compensation écologique des pertes de biodiversité en appelant à un durcissement des critères d'utilité publique afin de freiner véritablement la destruction des milieux naturels d'une part, et les besoins de compensation d'autre part.

La déclaration d'utilité publique d'un projet est validée par l'autorité décisionnaire (le préfet) sur la base d'arguments censés faire état de son intérêt. Elle permet une application exorbitante du droit commun. Dans le cadre des projets d'aménagement elle autorise notamment d'exproprier, ce qui implique qu'un individu renonce à son droit individuel de propriété au nom de la réalisation d'une opération qui sera, en principe, utile à tous. L'utilité publique concourt donc à la réalisation de l'intérêt public⁷². La question à poser est donc peut-être plutôt : qu'est-ce que l'intérêt public ?

D'après le rapport du conseil d'État de Truchet *et al.* (1998), l'intérêt général est une « pierre angulaire de l'action publique dont il détermine la finalité et fonde la légitimité ». En France, il est appréhendé comme allant au-delà de la somme des intérêts particuliers. Cependant, l'intérêt général n'a pas de définition établie, elle trouve seulement des éléments de définition dans différents textes en rapport avec les domaines qu'il traite. C'est donc une notion floue, fluctuante et qui doit évoluer en fonction des besoins sociaux et des nouveaux enjeux auxquels

⁶⁹ Par exemple, en 2017/2018 les groupes de travail étaient sur les thèmes des impacts cumulés, de la planification et des méthodes.

⁷⁰ <https://www.cresco.fr/>

⁷¹ <http://www.labex-cemeb.org/fr/actualites/colloque-eviter-reduire-compenser>

⁷² D'après vocabulaire juridique de Cornu (2018), l'intérêt général et l'intérêt public sont deux notions qui se confondent.

la société est confrontée (Bardon, 2016; Truchet *et al.*, 1998). L'intérêt général est l'affaire des pouvoirs publics, mais aussi celle de chaque citoyen.

Dans notre étude, il semble que l'utilité publique du projet soit critiquable car mise en place pour acter son intérêt public et donc son existence. Le problème repose sur le fait que c'est une notion qui sert souvent à faire la "balance des intérêts" avec des objectifs de conservation de l'environnement. Aujourd'hui, personne n'a de mots à dire à ce sujet lors de l'instruction, seul un juge administratif a le rôle d'apprécier si l'atteinte à l'environnement excède ce qu'exige l'intérêt public (Conseil d'État, 1971).

Tout d'abord une réflexion collective pourrait être menée au niveau national sur ce qu'est réellement l'intérêt général, aujourd'hui, en 2018. En outre, pour limiter la prédominance systématique des intérêts économiques sur la protection de l'environnement il pourrait être intéressant de renforcer le contrôle sur les arguments mis en avant pour justifier l'utilité des projets. Il serait d'ailleurs intéressant qu'une autorité indépendante et dénuée d'intérêts économiques puisse évaluer si la balance est juste. Bien qu'idéal, ce dernier point semble être complexe et administrativement lourd à instaurer. Les services instructeurs existant devraient alors pouvoir se prononcer sur la validité de l'argumentation quant à l'utilité publique d'un projet.

9.2.3. Equilibrer la gouvernance territoriale

La gouvernance territoriale est « un processus dynamique de coordination entre des acteurs publics et privés aux identités multiples et aux ressources asymétriques autour d'enjeux territorialisés visant la construction collective d'objectifs et d'actions en mettant en œuvre des dispositifs multiples qui reposent sur des apprentissages collectifs et participent à des innovations institutionnelles et organisationnelles au sein des territoires » (Rey-Valette *et al.*, 2011). Ainsi, l'analyse des jeux d'acteurs présentés dans le Chapitre 5 semble témoigner d'un « schisme de gouvernance ».

En effet, à travers l'avis qu'ils rédigent, les services instructeurs ont le rôle d'informer le public sur un projet donné, ses impacts sur l'environnement et la façon dont ces derniers ont été pris en compte. Cependant les services instructeurs sont aussi conscients que :

1) leur existence et leurs avis ne sont pas ou peu connus du public

« Il faut déjà être un peu éclairé ! C'est vrai qu'il y a peut-être un défaut d'information globalement des citoyens sur ce qui se passe sur leur territoire en général, et qu'ils devraient venir pour s'impliquer, on se rend compte que les enquêtes publiques sont peu fréquentées. Et qu'on a peu d'avis globalement. Hormis des intérêts particuliers » (Services de l'État, DDT Hérault service environnement, 2016)

« Quand je parle avec mes amis ou des nouvelles rencontres et que je dis ce que je fais euh, ils savent pas ce que c'est. » (Services de l'État, DREAL LR dep. Autorité environnementale, 2017)

2) leur plan de charge ne leur permet pas d'informer systématiquement le public car ils sont obligés de mettre des avis tacites

« Là où on ne remplit pas complètement notre rôle c'est qu'on est là aussi pour informer le public, et qu'effectivement le public va savoir qu'on lui garantit un impact résiduel faible mais il sait pas vraiment pourquoi [rire]. » (Services de l'État, DREAL LR dep. Autorité environnementale, 2017)

Bien que l'artificialisation des sols soit aujourd'hui un des facteurs majeurs de l'érosion de la biodiversité, et qu'elle a un impact direct sur l'avenir de l'humanité, le public ne semble donc pas être conscient et informé sur les procédures d'aménagement et ceux qui le sont semblent se sentir démunis face à des projets qui, selon eux, aboutiront quoi qu'il arrive. Finalement, la situation est cocasse et la coordination entre les acteurs ne semble pas fonctionner correctement. Ainsi, un réel problème de connaissance des procédures d'aménagement existe. La société civile n'est pas armée pour pouvoir se prononcer et être critique face à ce problème de société car elle ne maîtrise pas les détails de la procédure, c'est-à-dire les étapes de construction d'un projet et les règles d'aménagement des territoires (issues du code de l'urbanisme et du code de l'environnement principalement).

L'éducation et la sensibilisation dès le plus jeune âge semblent être un moyen de remédier à ces travers, par exemple *via* les cours d'instruction civique ou de géographie. Le maître d'ouvrage devrait aussi être plus contraint concernant la concertation avec le public dans le cadre de ses projets. Des lettres d'information courtes et multiples pourraient être diffusées dans les journaux locaux et des pages web associées aux projets à venir (même « petits ») devraient être élaborées. Ceci pourrait être associé à l'organisation de visites de terrain bien en amont des projets et à destination de la société civile pour informer et échanger concrètement avec les premiers concernés. Dans toutes ces suggestions, le rôle des médias pour sensibiliser et pour diffuser d'avantage d'informations sur les projets locaux et nationaux doit être largement considéré.

Un autre exemple illustrant un déséquilibre dans la gouvernance territoriale peut être celui de l'inégalité dans le poids des acteurs concernant la définition de l'utilité des projets d'aménagement. A ce sujet, mais aussi en réponse au manque de mobilisation actuel des citoyens, un renforcement de l'opposabilité des avis de l'autorité environnementale (Ae) serait opportun pour assurer une efficacité plus grande de la séquence ERC.

9.2.4. Mutualiser les expériences pour apprendre ... plus vite !

Ce point résulte de notre surprise face à la soif de savoir de nos interlocuteurs lors des enquêtes auprès des EPCI de l'échantillon. Ces derniers semblent naviguer « à l'aveugle ». Ils tentent de mettre des choses en place sans savoir ce que font les autres organismes mais en sachant pertinemment qu'ailleurs, les mêmes questions se posent ou se poseront.

D'ailleurs notre étude s'est concentrée sur les « grands » EPCI, cependant le sujet de l'application de la séquence ERC dans les petites agglomérations et communautés de communes en milieu rural devrait aussi être étudié. Ces EPCI ont des territoires aux caractéristiques très différentes des « grands » EPCI qui sont très urbains et dont les moyens sont nettement plus élevés. Cependant, l'enjeu est certain car, alors que les grands EPCI réfléchissent à densifier l'urbanisation pour limiter la consommation de foncier agricole et naturel, les petits EPCI sont encore majoritairement dans une dynamique d'étalement urbain⁷³. Travailler sur l'évitement est alors d'autant plus pertinent.

⁷³ Terme pour désigner l'artificialisation, notamment quand celle-ci est plus rapide que la croissance de la population

Les échanges entre EPCI indépendamment de leur taille pourraient permettre de faire émerger ce sujet (parmi d'autres certainement) et l'expérience et le recul des gros EPCI pourraient sûrement aussi bénéficier aux petits. Ce constat peut sûrement être étendu plus largement aux différents organismes régionaux ou au contraire à un niveau plus local.

Concernant les EPCI, il serait pertinent d'organiser des séminaires et des rencontres annuelles ou bisannuelles au niveau national sur l'application de la séquence ERC. Ceci permettrait un large échange d'expériences, la création d'un réseau national, et pourrait encourager certains territoires aujourd'hui plutôt réactifs à devenir proactifs à ce sujet.

9.3. La solidarité écologique : un principe de base pour l'aménagement du territoire ?

Finalement, au regard de la difficulté actuelle et globale d'intégration de la biodiversité aux différentes échelles des processus d'aménagement, une dernière perspective transversale identifiée concerne l'intérêt d'un effort de territorialisation du concept de solidarité écologique. Ce dernier point combine naturellement l'action et la recherche puisqu'il relève d'un changement global de paradigme.

La solidarité écologique est fondée sur la notion d'interdépendance écologique entre différents espaces, entre les sociétés humaines et la nature et aussi entre les hommes (acteurs). Elle se base initialement sur la mise en avant de l'influence des activités en dehors des espaces protégés sur la biodiversité au sein des espaces protégés (Mathevet *et al.*, 2010; Thompson *et al.*, 2011). Toutefois, les interdépendances sont à considérer dans leur ensemble : elles sont écologiques (dynamique spatiotemporelle des processus écologiques et de la biodiversité), socio-écologiques (reconnaissance que l'humain fait partie intégrante de l'écosystème) et territoriales (à travers le cadre sociopolitique et normatif du territoire) (Mathevet *et al.*, 2016). La solidarité écologique s'envisage à travers plusieurs dimensions : le fait de solidarité, l'idée de dette écologique et l'urgence d'un contrat naturel (Mathevet *et al.*, 2010).

Le fait de solidarité doit être reconnu et porté. En effet, en écho aux travaux de Thompson *et al.* (2011), les sites que les décideurs projettent d'artificialiser dans les plans d'aménagement (*i.e.*, les sites d'extension urbaine) peuvent être en interdépendance (plus ou moins forte) avec le reste du territoire (Figure 35). Nos travaux sur la recherche de zones où éviter l'artificialisation sur des critères de complémentarité et d'irremplaçabilité écologiques traduisent que l'on reconnaît ces interdépendances écologiques entre espaces, et que l'on cherche à limiter les impacts sur les interdépendances structurantes.

Il s'agit de reconnaître pleinement que nos actes ont des conséquences sur l'environnement et de penser ces actes en fonction de leurs conséquences. C'est d'ailleurs la dimension reprise dans la loi Biodiversité. Dans cette perspective, d'une part l'aménageur ne peut que mieux réfléchir l'évitement dans son projet, avant de s'engager dans le reste de la séquence ERC et d'autre part, le planificateur se doit d'anticiper les impacts des futurs projets sur les milieux naturels, l'instrument ERC étant un outil intéressant pour cela.

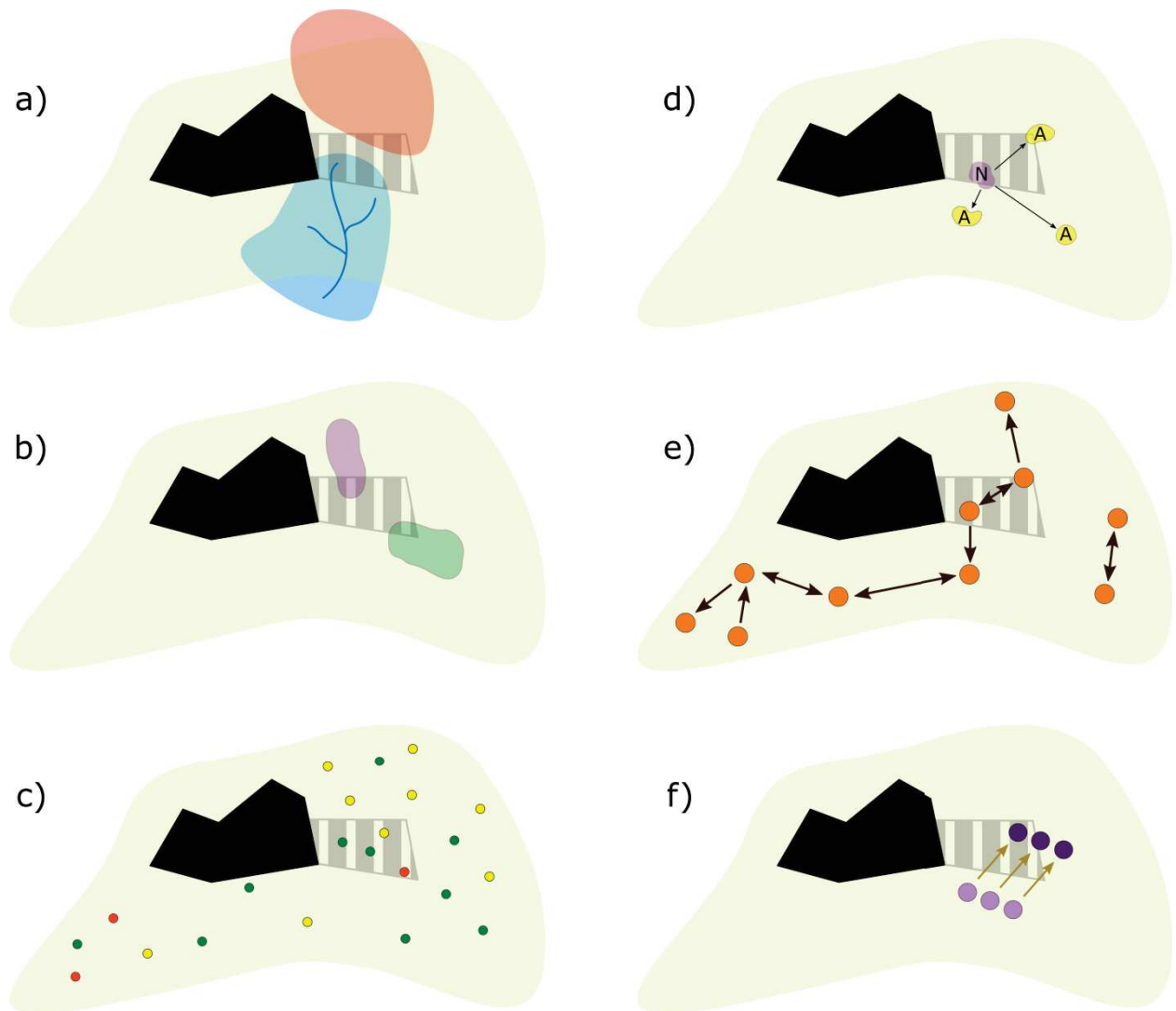


Figure 35 : Représentation des interdépendances écologiques entre les sites d'extension (en gris hachuré) d'une zone urbaine (en noir) et le reste du territoire naturel et agricole (vert clair) (inspiré de Thompson et al., 2011).

Les figures montrent comme l'extension d'une zone urbaine pourrait impacter (a) les entités paysagères (rouge) et les bassins versants (bleu); b) les aires et tailles minimales des populations d'une espèce (deux habitats sont représentés en violet et en vert); c) les complémentarités qui opèrent entre ces espaces et le reste du territoire non artificialisé (chaque point d'une couleur donnée représente une station connue d'une espèce donnée); d) les déplacements journaliers (nidification (N), alimentation (A), territoire de chasse) ou saisonniers (sites d'hivernage et sites d'estive); e) les dynamiques populationnelles spatiotemporelles (les points orange représentent les populations et les flèches les colonisations ou échanges d'individus); f) les modifications futures de distribution des populations face aux changements globaux (en violet clair la localisation de populations aujourd'hui, en violet foncé, la localisation de ces mêmes populations après glissement en latitude due au réchauffement climatique).

Deuxièmement, l'instrument ERC porte de façon intrinsèque le poids d'une dette à la fois écologique et sociale. Dès lors que la séquence ERC est implémentée au-delà de la phase d'évitement, l'aménageur est responsable de la perte écologique due à l'impact de son projet. Il a une dette qu'il doit rembourser à travers des mesures de réduction et de compensation. En plus d'un devoir réglementaire, c'est un devoir moral. Le principe de solidarité écologique porte

aussi l'idée d'une responsabilité partagée des acteurs dont les activités affectent la biodiversité. Ceci pourrait aider à mieux appréhender les impacts cumulés et à trouver des solutions pour les intégrer aux bilans de chacun des projets. Concernant le problème du financement d'études globalisantes à l'échelle du territoire pour une meilleure intégration de la biodiversité à l'aménagement, chacun des projets individuels pourraient, par exemple, financer un pourcentage des plans d'urbanisme futurs à la hauteur de leur impact sur le milieu.

Le troisième et dernier point est celui du contrat naturel. A travers ses écrits, Michel Serres (1990) propose de sortir du parasitisme, avec une mise à mort de l'hôte [l'environnement] au profit du parasite exclusivement, et d'aller vers une symbiose qui admet le droit de l'hôte. Ce contrat naturel est à inventer. Dans la lignée de l'écologie de la réconciliation (Rosenzweig, 2003) et du principe des 3R revisité par ce dernier – créer des Réserves, Restaurer les écosystèmes dégradés, Réconcilier conservation et développement – mais au-delà de simplement « rénover le contrat social » (Fleury et Prévot-Julliard, 2012) avec une approche plutôt centrée sur l'homme, le contrat naturel oblige l'homme à fixer les limites de l'action humaine sur la nature du point de vue écologique « exclusivement ». Dans le cadre de l'application de la séquence ERC, les limites ne sont pas clairement fixées et ceci pèse sur l'efficacité de l'outil. En outre, nous avons identifié que le contrat n'est pas bien équilibré car les signataires n'ont pas le même poids dans les rapports de forces. Par exemple, l'aménageur a les clés de l'argumentation économique et politique pour prouver l'utilité publique du projet alors que les représentants de la nature sont faibles car précaires dans leur situation et n'ayant que les arguments écologiques dépendant des moyens mis sur la table par l'aménageur. Finalement la limite de l'action humaine sur la nature en matière de droits et devoirs n'est pas claire, ou au désavantage de la nature. Pour la fixer il faudrait définir ce que nous considérons comme étant la nature irremplaçable, au-delà des seuls zonages réglementaires, définir ce qui n'est pas compensable, mais aussi redéfinir les réels besoins de l'homme pour son bien-être, en lien avec ce qu'est l'intérêt général aujourd'hui, en 2018.

Enfin, selon Thompson *et al.* (2014), la solidarité écologique, permet de dépasser l'approche binaire de la biodiversité « remarquable » versus « commune » en appréhendant la nature comme un tout dont les composantes sont interdépendantes et en prenant soin des milieux naturels en dehors des zones de protection.

A travers ces quelques pistes et en lien avec les orientations définies par la loi Biodiversité, nous proposons de nous appuyer sur ce principe, désormais législatif, pour réfléchir de façon collaborative à une approche territoriale, stratégique et systémique de l'aménagement du territoire.

Tableau 9 : Synthèse des propositions et perspectives

ENJEUX POUR L'ACTION	
Enjeu 1 : Réduire le décalage entre connaissances en écologie et aménagement	
Contenu de l'étude d'impact : vers un état de référence dynamique, la prise en compte de la TVB et de la biodiversité commune, l'analyse des impacts cumulés, le suivi des mesures E et R, etc.	→ Créer un cahier des charges « type » national partagé → Inciter à augmenter les échanges entre écologues & aménageurs
Définitions significativité, patrimonialité et étapes E, R et C	→ Renforcer le cadrage national des définitions → Renforcer la vigilance de l'État
Enjeu 2 : Augmenter la marge de manœuvre de la séquence et redéfinition de l'intérêt général	
La définition de l'utilité publique des projets verrouille en amont un plein évitement	→ Réfléchir collectivement au niveau national sur la définition de l'intérêt général en 2018 → Instaurer une autorité indépendante pouvant se prononcer sur la validité de l'argumentaire
Enjeu 3 : Rééquilibrer la gouvernance territoriale	
Schisme de gouvernance - Information du public - Argumentation de l'utilité des projets	→ Eduquer des plus jeunes aux principes d'aménagement → Renforcer les obligations du maître d'ouvrage en matière d'information du public → Renforcer l'information par les médias → Renforcer l'opposabilité des avis d'Ae
Enjeu 4 : Mutualiser les expériences	
EPCI isolés, pas de réseau ni d'échange	→ Organiser des rencontres nationales entre EPCI
DEFIS POUR LA RECHERCHE	
Défi 1 : Aborder les questions latentes sur le changement d'échelle	
<ul style="list-style-type: none"> - Différence de traitement en grands et petits projets ? - Financement ? Additionnalité des engagements (publics et privés) ? - Rôle des autres échelles territoriales et complémentarités ? - Potentiels des observatoires non investis ? 	
Défi 2 : Explorer les méthodes pour appliquer la séquence ERC à l'échelle territoriale & stratégique	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ E - Affiner l'évaluation du besoin en extension urbaine ? Développer d'autres approches pour hiérarchiser la biodiversité ? ▪ R - Evaluer la mise en œuvre et l'efficacité des mesures actuelles ? Trouver d'autres solutions pour limiter l'impact des futurs projets d'urbanisation à travers les documents de planification ? ▪ C - Développer un indicateur de faisabilité écologique ? Etudier la plus-value de l'association des différentes approches pour la mise en œuvre de la compensation ? 	
Défi 3 : Adopter une posture à l'interface Recherche-Action	
Vers un apport réciproque de la recherche à l'action et de l'action à la recherche ?	
PERSPECTIVE GLOBALE	
La solidarité écologique : principe de base pour l'aménagement du territoire ?	
Lier la séquence ERC avec le principe de solidarité écologique serait porteur pour l'adoption d'approches territoriales, stratégiques et systémiques de l'aménagement prenant la biodiversité comme donnée centrale. A ce titre, une réflexion collaborative et multi-acteurs sur différentes dimensions de la solidarité écologique (le fait de solidarité, la dette écologique, le contrat naturel) serait opportune.	



Postface

De la construction de ma thèse à une réflexion sur ma posture

Récit de la construction de la thèse

L'histoire de cette thèse prend ses racines dans un stage de fin d'étude, ou plus précisément lors d'une fête des voisins.

Hiver 2013, je cherchais alors un stage en lien avec les questions de restauration écologique ou d'écologie de la restauration car ce sont des sujets qui ont retenu tout mon intérêt lors de mes enseignements à AgroParisTech. Je contacte différents chercheurs dont les travaux recourent ces questions, dont Sylvain Pioch associé au laboratoire du CEFÉ. Quelques semaines après la réception de ma requête, il me met en contact avec Anne-Sophie Muepu, ingénieure territoriale à l'agglomération de Montpellier, et voisine de Sylvain Pioch par la même occasion. Elle avait évoqué les problèmes de l'agglomération quant à l'application de la séquence ERC avec Sylvain lors d'une fête de voisins, or la compensation écologique est un des sujets de recherche de ce dernier. Nous montons alors un sujet de stage, plutôt large et flou, sur l'exploration du sujet de l'application de la séquence ERC globalement dans le cadre de l'aménagement du territoire de l'agglomération de Montpellier. Ce stage durera 6 mois entre février et août 2014.

Je comprends rapidement qu'à l'agglomération de Montpellier le problème est simple : il faut faire passer les dossiers d'aménagement et réduire l'insécurité, les tensions en interne ainsi qu'améliorer les relations avec les services de l'État sur le plan de la prise en compte de l'environnement, et en particulier de la biodiversité. Dans le cadre du stage j'explore différentes facettes de la séquence ERC et teste des méthodes de dimensionnement de la compensation écologique sur des projets en cours à l'agglomération, en lien avec les intérêts de recherche de Sylvain Pioch à cette époque. Finalement ce stage soulève bien plus de questions qu'il n'en résout.

En parallèle, le sujet prend de l'ampleur dans la région Languedoc-Roussillon avec notamment l'instauration de groupes de travail thématiques et réguliers sur la séquence ERC initiés par la Région et la DREAL LR. La réglementation récente doit être intégrée et des projets d'évolution de la réglementation se font déjà connaître. Le temps presse pour l'agglomération de s'approprier complètement le sujet.

Un après-midi, deux mois avant la fin de mon stage et après une restitution intermédiaire auprès des chefs de projet de l'agglomération où j'exposais quelques résultats (notamment concernant la finitude de l'espace au sein de l'agglomération !) et toutes les pistes de réflexion à mener, mon chef me propose de construire un sujet de recherche pour que l'agglomération me finance une thèse à travers le dispositif CIFRE. Ainsi, le projet de thèse mûrit dans les derniers mois de mon stage, dans un contexte d'échanges entre acteurs et de volonté de rendre l'application de la séquence plus efficace.

En effet, l'observation des problèmes, des relations et pratiques pendant le stage m'a permis de bien cerner les questions opérationnelles de l'agglomération et cela a largement orienté la

rédaction du sujet de thèse. Grâce à mes premières explorations pendant le stage, j'ai touché du doigt que c'est un sujet complexe avec de multiples facettes.

La pluridisciplinarité s'impose à moi pour répondre aux questions opérationnelles et cela me semble naturel d'inscrire mon projet de recherche en son sein, sûrement grâce à ma formation d'ingénieure en gestion de l'environnement. De plus, je m'engage dès mon projet de thèse à fournir des outils opérationnels à l'agglomération pour mieux appréhender la séquence ERC. Sylvain n'ayant pas l'HDR à l'époque, nous nous rapprochons de John Thompson, écologue dans le même laboratoire, que j'avais croisé pendant mon stage pour qu'il devienne mon directeur de thèse. Il accepte.

Début 2015, le dossier est validé par l'ANRT et je commence ma thèse en mai 2015, financée par l'agglomération de Montpellier – devenue Métropole au 1^{er} janvier 2015 – et accueillie par le laboratoire du CEFE-CNRS. Dans la convention de collaboration entre la Métropole et le CNRS, je m'engage à passer 30% du temps dans les locaux de la Métropole, et 70% dans ceux du CEFE-CNRS.

Déroulé de la thèse et posture de recherche en relation avec les acteurs opérationnels

Je passe les 6 premiers mois de la thèse dans les locaux de la Métropole de Montpellier. Dans la continuité de mon stage, il est compliqué pour moi de me lancer dans une dynamique de recherche ; je n'avais encore jamais fait de recherche et finalement, je me rends compte que je ne sais pas ce qu'est une thèse. Ces six premiers mois sont extrêmement complexes. Le temps passe et j'ai l'impression qu'il défile sous mes yeux sans que je sois maîtresse de ce qu'il m'arrive. Je fais quelques allers-retours au CEFE-CNRS pour essayer de débloquent la situation et d'avoir un bureau dans leurs locaux. Une sensation de tiraillement s'impose à moi : comment me positionner entre le statut de chercheur que je dois adopter en tant que doctorante, celui de stagiaire qui reste ancré dans la tête de mes interlocuteurs, et celui d'agent territorial au regard de mes engagements « opérationnels » et pressants auprès de la Métropole, car les opérations d'aménagement et le SCoT avancent.

Après environ six mois, j'obtiens une place dans un bureau avec d'autres doctorants au CEFE-CNRS. Peu de temps après mon installation, je me rends compte que cela débloquent la situation. Ce deuxième bureau me conforte dans un positionnement « double bureau - double casquette ». Je peux mettre la casquette d'experte et d'agent territorial mais aussi celle de chercheur. L'angoisse et le tiraillement entre l'expertise et la recherche s'estompent et devient au contraire une des forces de mon travail en s'inscrivant à la base de ma posture. En effet, je fais le choix de ne pas me placer en dehors du système, mais plutôt en son sein pour mieux comprendre ses mécanismes et pour mener une recherche ajustée et adaptée à des besoins concrets.

J'accepte alors de passer du temps sereinement à la Métropole car c'est devenu mon terrain d'étude en tant que chercheuse et « *Getting involved in the slushy stuff takes time* » (Marris, 2007). Je m'autorise aussi de longues retraites dans les locaux du CEFE-CNRS pour cerner le fonctionnement de la recherche, échanger avec les autres doctorants ainsi que réfléchir et construire ma pensée au regard des informations et données récoltées à la Métropole.

De la posture aux résultats, des résultats à la posture

En cohérence avec ce choix de posture, j'ai tâché de rendre mes travaux à la fois transparents et accessibles pour les acteurs de la séquence ERC (les maîtres d'ouvrage et les « planificateurs » dont les agents de Montpellier Méditerranée Métropole, les services de l'État, les bureaux d'études naturalistes, les gestionnaires d'espaces naturels, etc.). Outre la participation à de multiples séances de travail et l'organisation de réunions avec les agents de 3M ou d'autres acteurs du territoire (e.g., partage des résultats préliminaires avec des bureaux d'études, échanges sur les méthodes et conclusions avec les services de l'État), ceci se traduit de façon plus rémanente *via* l'écriture d'un article synthétique dans une revue à destination des acteurs et praticiens intervenant sur la gestion des espaces (*Sciences Eaux et Territoires* en l'occurrence ; cf. Article [2]), mais aussi par le choix de revues scientifiques françaises pour la publication de certains travaux (revue *Développement Durable & Territoires par exemple* ; cf. Article [3]), le choix de participer à des colloques à l'interface recherche/action impulsés par la recherche (par ex. colloque ERC sur le thème « chercheurs/aménageurs » en mars 2017) ou par les acteurs du territoire (par ex. plénière CRERCO du 10 avril 2018) ou encore le choix d'un format « mémoire » pour la thèse.

Au-delà de ces atouts certains, ce positionnement peut aussi être porteur d'effets pervers et de contraintes. Tout d'abord, il n'est pas tous les jours confortable de mener une recherche thématique et pluridisciplinaire, surtout dans un laboratoire très « disciplinaire » comme le CEFE. En effet, la pluridisciplinarité et le travail en lien avec des aménageurs peuvent être assimilés à de la science « molle » et même « vendue ». De plus, du côté de la Métropole, j'ai rapidement compris que la casquette de chercheur donne un grand poids aux résultats « scientifiques », surtout quand ces derniers vont dans le sens de ce qui est bon pour la Métropole selon le décideur. Ainsi, tous nos travaux ont été présentés et livrés en apportant une attention certaine à la façon de présenter, aux mots choisis, aux couleurs, aux formes, etc. Ce positionnement nous a aussi confronté de façon accrue à des *mismatches* entre différentes échelles temporelles qui se rencontraient et pouvaient être source de difficultés: le temps politique, le temps de l'administration, le temps de l'aménagement du territoire, le temps écologique et le temps de la recherche.

Enfin, toujours en lien avec la posture adoptée, s'insérant dans une logique « transformative » (cf. 3.2, Chapitre 3 pour plus de détails sur la recherche-intervention), j'ai voulu essayé de mesurer l'influence de mes travaux sur les pratiques. C'est ce que nous tentons de faire ressortir en 7.5 du Chapitre 7 pour une partie des travaux réalisés. Mais plus globalement, les retours de mes collègues de la Métropole témoignent d'effets transformatifs quant à leur grille de lecture des problèmes, se traduisant notamment plus ou moins consciemment en une évolution dans leurs analyses et propositions. De plus l'intérêt porté à mes résultats, aussi bien par les services de l'État ou les bureaux d'études que par les chercheurs de la « communauté ERC », attestent de leur utilité tant pour la sphère opérationnelle qu'académique. Je pense donc avoir relevé le défi, au moins en partie, tout en me rendant compte en écrivant ces mots que le travail est loin d'être achevé, autant en matière de positionnement, de méthodes que de lacunes à combler pour une compréhension encore plus fine et complète de la problématique de la séquence ERC et des impacts anthropiques dus à l'aménagement du territoire.

Bibliographie

- Agreste, 2015. L'artificialisation des terres de 2006 à 2014: pour deux tiers sur des espaces agricoles. La statistique agricole N°326. Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt.
- Apostolopoulou, E., Adams, W.M., 2015. Biodiversity offsetting and conservation: reframing nature to save it. *Oryx*, 1–9.
- Arlettaz, R., Schaub, M., Fournier, J., Reichlin, T.S., Sierro, A., Watson, J.E.M., Braunisch, V., 2010. From Publications to Public Actions: When Conservation Biologists Bridge the Gap between Research and Implementation. *BioScience* 60, 835–842.
- Aronson, J., Moreno-Mateos, D., 2015. État des lieux sur les actions de restauration écologique, dans: *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement*. Quae, 162–170.
- Arpin, I., Charvolin, F., Fortier, A., 2015. Les inventaires naturalistes: des pratiques aux modes de gouvernement. Introduction. *Études rurales*, 11–26.
- Atkinson, S.F., Bhatia, S., Schoolmaster, F.A., Waller, W.T., 2000. Treatment of biodiversity impacts in a sample of US environmental impact statements. *Impact Assessment and Project Appraisal* 18, 271–282.
- Autorité Environnementale, 2016. L'Ae et les MRAe: une communauté d'Autorités environnementales. Synthèse annuelle 2016.
- Aykut, S.C., Dahan, A., 2015. *Gouverner le climat? Vingt ans de négociations internationales*. Presses de Sciences Po, Paris.
- Bardon, C., 2016. L'intérêt public majeur: application par le juge national. *Bulletin du Droit de l'Environnement Industriel*, 40–43.
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51–57.
- Bekessy, S., Gordon, A., 2007. Nurturing nature in the city. *Steering sustainability in an urbanising world: Policy, practice and performance*, 227–238.
- BenDor, T., Lester, T.W., Livengood, A., Davis, A., Yonavjak, L., 2015. Estimating the size and impact of the ecological restoration economy. *PloS one* 10(6).
- Bensettiti, F., Puissauve, R., 2015. Résultats de l'état de conservation des habitats et des espèces dans le cadre de la directive Habitats-Faune-Flore en France. Rapportage "Article 17". Période 2007-2012. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.
- Bezes, P., 2008. Le tournant néomanagérial de l'administration française, dans: *Politiques publiques 1, La France dans la gouvernance européenne*. Presses de Sciences Po, 216–254.
- Blatrix, C., 2002. Devoir débattre. Les effets de l'institutionnalisation de la participation sur les formes de l'action collective. *Politix* 15, 79–102.

- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J.-Y., Boeuf, G., 2010. *The Mediterranean region: biological diversity in space and time*. Oxford University Press, Oxford.
- Blondiaux, L., Sintomer, Y., 2002. L'impératif délibératif. *Politix* 15(57), 17–35.
- Bonnaud, L., Lascoumes, P., 2015. Quelle administration pour le développement durable? *Revue juridique de l'environnement* 40, 9–12.
- Bonneuil, C., 2015. Tell me where you come from, I will tell you who you are: A genealogy of biodiversity offsetting mechanisms in historical context. *Biological Conservation* 192, 485–491.
- Bos, M., Pressey, R.L., Stoeckl, N., 2014. Effective marine offsets for the great barrier reef world heritage area. *Environmental Science & Policy* 42, 1–15.
- Boudon, R., 2003. *Raison, bonnes raisons*. Presses universitaires de France, Paris.
- Bourg, D., Whiteside, K., 2010. *Vers une démocratie écologique. Le citoyen, le savant et le politique*, Seuil, Paris.
- Brown, A.L., Thérivel, R., 2000. Principles to guide the development of strategic environmental assessment methodology. *Impact Assessment and project appraisal* 18, 183–189.
- Bull, J. w., Brownlie, S., 2017. The transition from No Net Loss to a Net Gain of biodiversity is far from trivial. *Oryx* 51(1), 53–59.
- Bull, J.W., Gordon, A., Law, E.A., Suttle, K.B., Milner-Gulland, E., 2014a. Importance of baseline specification in evaluating conservation interventions and achieving no net loss of biodiversity. *Conservation biology* 28, 799–809.
- Bull, J.W., Gordon, A., Watson, J.E.M., Maron, M., 2016. Seeking convergence on the key concepts in 'no net loss' policy. *Journal of Applied Ecology* 53, 1686–1693.
- Bull, J.W., Milner-Gulland, E.J., Suttle, K.B., Singh, N.J., 2014b. Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. *Biological Conservation* 178, 2–10.
- Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J., Milner-Gulland, E.J., 2013. Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx* 47, 369–380.
- Butchart, S.H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J.P., Almond, R.E., Baillie, J.E., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328, 1164–1168.
- Byron, H.J., Treweek, J.R., Sheate, W.R., Thompson, S., 2000. Road developments in the UK: an analysis of ecological assessment in environmental impact statements produced between 1993 and 1997. *Journal of Environmental Planning and Management* 43, 71–97.
- Cabin, R.J., Clewell, A., Ingram, M., McDonald, T., Temperton, V., 2010. Bridging restoration science and practice: results and analysis of a survey from the 2009 society for ecological restoration international meeting. *Restoration Ecology* 18, 783–788.
- Cabin, R.J., 2007. Science-Driven Restoration: A Square Grid on a Round Earth? *Restoration Ecology* 15, 1–7.
- Calvet, C., Ollivier, G., Napoléone, C., 2015. Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review. *Biological Conservation* 192, 492–503.

- Camproux-Duffrène, M.-P., Lucas, M., 2012. L'ombre portée sur l'avenir de la trame verte et bleue. Quelques réflexions juridiques. *Développement durable et territoires* 3(2).
- 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., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67.
- Carnino, N., 2009. État de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site. Méthode d'évaluation des habitats forestiers. Museum national d'Histoire Naturelle et Office National des Forêt.
- Cash, D., Adger, W.N., Berkes, F., Garden, P., Lebel, L., Olsson, P., Pritchard, L., Young, O., 2006. Scale and cross-scale dynamics: governance and information in a multilevel world. *Ecology and society* 11(2).
- Cash, D.W., Clark, W.C., Alcock, F., Dickson, N.M., Eckley, N., Guston, D.H., Jäger, J., Mitchell, R.B., 2003. Knowledge systems for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100, 8086–8091.
- CBNMP [Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles], 2009. Modernisation des ZNIEFF du Languedoc Roussillon (flore vasculaire et bryoflore). Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, DIREN, Montpellier.
- CGDD [Commissariat général au développement durable], 2018. Évaluation environnementale. Guide d'aide à la définition des mesures ERC. Ministère de la transition écologique et solidaire, Paris.
- CGDD [Commissariat général au développement durable], 2016. Rapport sur l'activité des autorités environnementales locales en 2015. Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer. Paris.
- Clare, S., Krogman, N., Foote, L., Lemphers, N., 2011. Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? *Wetlands Ecology and Management* 19, 165–182.
- Commaille, J., Simoulin, V., Thoemmes, J., 2014. Les temps de l'action publique entre accélération et hétérogénéité. *Temporalités. Revue de sciences sociales et humaines* 19.
- Commissariat général au développement durable, D. de l'eau et de la biodiversité, 2017. Sites naturels de compensation, un outil prometteur au service de la biodiversité. Ministère de la transition écologique et solidaire, Paris.
- Conseil d'État, 1971. Expropriation pour cause d'utilité publique : la théorie du bilan. Conseil d'État, Paris.
- Cook, C.N., Mascia, M.B., Schwartz, M.W., Possingham, H.P., Fuller, R.A., 2013. Achieving conservation science that bridges the knowledge–action boundary. *Conservation Biology* 27, 669–678.
- Coreau, A., Nowak, C., Mermet, L., 2013. L'expertise pour les politiques nationales de biodiversité en France : quelles stratégies face aux mutations en cours ? *VertigO* 13(2).
- Cornu, G., 2018. Vocabulaire juridique: Association Henri Capitant. Presses universitaires de France, Paris.
- Couvet, D., 2012. De la préservation de la nature ordinaire parmi les enjeux de biodiversité, dans: *L'exigence de La Réconciliation. Biodiversité et Société*. Fayard, Paris, 145–157.

- Crozier, M., Friedberg, E., 1977. *L'acteur et le système*, Seuil, Paris.
- Crutzen, P.J., 2002. Geology of mankind. *Nature* 415.
- Cumming, G., Cumming, D.H., Redman, C., 2006. Scale mismatches in social-ecological systems: causes, consequences, and solutions. *Ecology and society* 11(1).
- Curran, M., Hellweg, S., Beck, J., 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications* 24, 617–632.
- Dantec, R., 2017. Commission d'enquête sur la réalité des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité engagées sur des grands projets d'infrastructures, intégrant les mesures d'anticipation, les études préalables, les conditions de réalisation et leur suivi (Tome 1 : Rapport No. 517), Session ordinaire de 2016-2017. Sénat, Paris.
- Dauguet, B., 2015. Biodiversity offsetting as a commodification process: A French case study as a concrete example. *Biological Conservation* 192, 533–540.
- David, A., 1999. Logique, épistémologie et méthodologie en sciences de gestion. Conférence de l'Association Internationale de Management Stratégique.
- Davis, F.W., Stoms, D.M., Estes, J.E., Scepan, J., Michael Scott, J., 1990. An information systems approach to the preservation of biological diversity. *International Journal of Geographical Information System* 4, 55–78.
- Depraz, S., 2013. Protéger, préserver ou conserver la nature ? *Géoconfluences*.
- Devictor, V., 2015. *Nature en crise. Penser la biodiversité: Penser la biodiversité*. Seuil, Paris
- Dey, J., Renault, O., 2012. Comment les départements peuvent-ils prendre en compte la biodiversité, dans: *L'exigence de La Réconciliation. Biodiversité et Société*. Fayard, Paris, 389–401.
- Doak, D.F., Bakker, V.J., Goldstein, B.E., Hale, B., 2014. What Is the Future of Conservation? *Trends in Ecology & Evolution* 29, 77–81.
- Dollfus, O., 1970. *L'espace géographique*. Presses universitaires de France, Paris.
- Drayson, K., Thompson, S., 2013. Ecological mitigation measures in English environmental impact assessment. *Journal of environmental management* 119, 103–110.
- Drayson, K., Wood, G., Thompson, S., 2015. Assessing the quality of the ecological component of English Environmental Statements. *Journal of environmental management* 160, 241–253.
- DREAL [Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement], 2013a. Proposition d'une méthode de hiérarchisation des enjeux régionaux de conservation des espèces protégées et patrimoniales. Montpellier.
- DREAL [Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement], 2013b. Hiérarchisation des espèces présentes en Languedoc-Roussillon. Montpellier.
- Evans, D., Arvela, M., 2011. Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012. European Commission, Bruxelles.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution and systematics*, 487–515.

- Fortin, M.-J., 2009. L'évaluation environnementale de grands projets industriels: potentialités et limites pour la gouvernance territoriale. *VertigO* 9.
- Fundingsland Tetlow, M., Hanusch, M., 2012. Strategic environmental assessment: the state of the art. *Impact Assessment and Project Appraisal* 30, 15–24.
- Gallet, S., Jaunatre, R., Heckenroth, A., Alignan, J.-F., Regnery, B., Combroux, I., Glasser, T., Vécrin-Stablo, M.-P., Müller, I., Moussard, S., Malaval, S., Jund, S., Lelièvre, S., Bernez, I., Gallet, S., Buisson, E., 2017. L'écologie de la restauration en France. Dynamique actuelle et rôle d'un réseau multi-acteurs, REVER. *Naturae* (7), 1–11.
- Gelcich, S., Vargas, C., Carreras, M.J., Castilla, J.C., Donlan, C.J., 2017. Achieving biodiversity benefits with offsets: Research gaps, challenges, and needs. *Ambio* 46, 184–189.
- Gibbons, P., Evans, M.C., Maron, M., Gordon, A., Roux, D., Hase, A., Lindenmayer, D.B., Possingham, H.P., 2016. A Loss-Gain Calculator for Biodiversity Offsets and the Circumstances in Which No Net Loss Is Feasible. *Conservation Letters* 9, 252–259.
- Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A.M.V.D.M., Pereira, H.M., 2015. Biodiversity offsets: From current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14, 61–67.
- Gontier, M., Balfors, B., Mörtberg, U., 2006. Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction. *Environmental Impact Assessment Review* 26, 268–286.
- Gordon, A., Bull, J.W., Wilcox, C., Maron, M., 2015. Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *Journal of Applied Ecology* 52, 532–537.
- Gordon, A., Langford, W.T., Todd, J.A., White, M.D., Mullerworth, D.W., Bekessy, S.A., 2011. Assessing the impacts of biodiversity offset policies. *Environmental Modelling & Software* 26, 1481–1488.
- Granjou, C., 2013. *Micropolitiques de la biodiversité. Experts et professionnels de la nature.* Peter Lang, Bruxelles.
- Granjou, C., Mauz, I., 2007. Un «impératif scientifique» pour l'action publique? Analyse d'une compétition pour l'expertise environnementale. *Socio-logos* 2, 16.
- Granjou, C., Mauz, I., Cosson, A., 2010. Les travailleurs de la nature : une professionnalisation en tension. *SociologieS*.
- Guillet, F., Semal, L., 2018. Policy flaws of biodiversity offsetting as a conservation strategy. *Biological Conservation* 221, 86–90.
- Haeckel, E., 1866. *bd. Allgemeine entwicklungsgeschichte der organismen.* G. Reimer.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one* 12.
- Halpern, B.S., Fujita, R., 2013. Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. *Ecosphere* 4, 1–11.
- Hancock, D., 2004. Tame problems & wicked messes: choosing between management and leadership solutions. *The RMA Journal* 86, 80–84.

- Hanski, I., 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* 87, 209–219.
- Hassenteufel, P., 2008. *Sociologie politique: l'action publique*. Armand Colin, Paris.
- Hatchuel, A., 1994. Les savoirs de l'intervention en entreprise. *Entreprises et histoire* 7, 59–75.
- Hodgson, J.A., Moilanen, A., Wintle, B.A., Thomas, C.D., 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* 48, 148–152.
- Hough, P., Robertson, M., 2009. Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. *Wetlands Ecology and Management* 17, 15–33.
- Hubert, S., Regnery, B., 2016. La démarche “éviter, réduire, compenser”: où en est-on ? Où allons-nous ? *La revue foncière*, 7–11.
- Hulme, P.E., 2014. Bridging the knowing–doing gap: know-who, know-what, know-why, know-how and know-when. *Journal of Applied Ecology* 51, 1131–1136.
- Jacob, C., Pioch, S., Thorin, S., 2016. The effectiveness of the mitigation hierarchy in environmental impact studies on marine ecosystems: A case study in France. *Environmental Impact Assessment Review* 60, 83–98.
- Jacob, C., Quétier, F., Aronson, J., Pioch, S., Levrel, H., 2015. Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace : défis et perspectives. *VertigO* 14.
- Jollivet, M., Legay, J.-M., 2005. Canevas pour une réflexion sur une interdisciplinarité entre sciences de la nature et sciences sociales. *Natures Sciences Sociétés* 13, 184–188.
- Jones, C., Baker, M., Carter, J., Jay, S., Short, M., Wood, C., 2005. *Strategic Environmental Assessment and Land Use Planning: An International Evaluation*. Earthscan, London.
- Juillard, É., 1967. Une discipline d'action: l'aménagement du territoire, dans: *Annales Histoire, Sciences Sociales*. Cambridge University Press, 412–418.
- Khera, N., Kumar, A., 2010. Inclusion of biodiversity in environmental impact assessments (EIA): a case study of selected EIA reports in India. *Impact Assessment and Project Appraisal* 28, 189–200.
- Kiesecker, J., Copeland, H., Pocewicz, A., McKenney, B., 2010. Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8, 261–266.
- Knight, A.T., Cowling, R.M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A.T., Campbell, B.M., 2008. Knowing but not doing: selecting priority conservation areas and the research–implementation gap. *Conservation Biology* 22, 610–617.
- Lascoumes, P., 2012. *Action publique et environnement*, Presses universitaires de France, Paris.
- Lascoumes, P., 1990. Normes juridiques et mise en oeuvre des politiques publiques. *L'Année sociologique (1940/1948-)* 40, 43–71.
- Lascoumes, P., Le Galès, P., 2014. Instrument, dans: *Dictionnaire Des Politiques Publiques*. Presses de Sciences Po, Paris, 325–335.
- Lascoumes, P., Le Galès, P., 2004. *Gouverner par les instruments*. Presses de Sciences Po, Paris.

- Lascoumes, P., Le Galès, P., de Singly, F., 2007. *Sociologie de l'action publique*. Armand Colin Paris.
- Lascoumes, P., Martinais, E., Bonnaud, L., Le Bourhis, J.-P., 2014. *Le développement durable: une nouvelle affaire d'État*. Presses universitaires de France, Paris.
- Latour, B., 1997. *Toute recherche est action! Études et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 197–208.
- Le Coënt, P., Calvet, C., Napoleone, C., Quétier, F., 2017. Challenges of achieving biodiversity offsetting through agri-environmental schemes: evidence from an empirical study in Southern France. WP2017-05, UMR LAMETA, University of Montpellier 50.
- Le Viol, I., Jiguet, F., Brotons, L., Herrando, S., Lindström, A., Pearce-Higgins, J.W., Reif, J., Van Turnhout, C., Devictor, V., 2012. More and more generalists: two decades of changes in the European avifauna. *Biology letters* 8(5), 780–782.
- Lee, K.N., 1993. Greed, scale mismatch, and learning. *Ecological Applications* 3, 560–564.
- Lefevre, J.-C., 1990. De la protection de la nature à la gestion du patrimoine naturel. *Patrimoines en folie*, 29–75.
- Legay, J.M., 1992. Les moments théoriques de la recherche interdisciplinaire, dans : *Sciences de la nature, sciences de la société: les passeurs de frontières*. CNRS Editions, 485–489.
- Lélé, S., Norgaard, R.B., 2005. Practicing interdisciplinarity. *BioScience* 55, 967–975.
- Lemaître, V., Müller, A., 2017. Évaluation environnementale. La phase d'évitement de la séquence ERC. Actes du séminaire du 19 avril 2017. Ministère de la transition écologique et solidaire, Paris.
- Lepart, J., Marty, P., 2006. Des réserves de nature aux territoires de la biodiversité L'exemple de la France, dans: *Annales de Géographie*. Armand Colin/Dunod, Paris, 485–507.
- Leroy, M., Lauriol, J., 2011. 25 ans de Développement Durable: de la récupération de la critique environnementale à la consolidation d'une dynamique de normalisation. *Gestion* 2000 28, 127–145.
- Levrel, H., Couvet, D., 2016. Les enjeux liés à la compensation écologique dans le "projet loi Biodiversité". Fondation de l'Ecologie Politique, point de vue d'experts.
- Lindenmayer, D.B., Crane, M., Evans, M.C., Maron, M., Gibbons, P., Bekessy, S., Blanchard, W., 2017. The anatomy of a failed offset. *Biological Conservation* 210, 286–292.
- Lucas, M., 2009. La compensation environnementale, un mécanisme inefficace à améliorer. *Revue juridique de l'environnement* 34, 59–68.
- Maciejewski, L., Seytre, L., Van Es, J., Dupont, P., 2015. État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Guide d'application. Version 3 (Rapport SPN N°2015–43). Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
- Macintosh, A., Waugh, L., 2014. Compensatory mitigation and screening rules in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 49, 1–12.
- Mandelik, Y., Dayan, T., Feitelson, E., 2005. Planning for biodiversity: the role of ecological impact assessment. *Conservation biology* 19, 1254–1261.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253.

- Maris, V., 2014. Nature à vendre. Les limites des services écosystémiques. Quae, Versailles.
- Maron, M., Brownlie, S., Bull, J.W., Evans, M.C., von Hase, A., Quétier, F., Watson, J.E.M., Gordon, A., 2018. The many meaning of no net loss in environmental policy. *Nature Sustainability* 1, 19–27.
- Maron, M., Bull, J.W., Evans, M.C., Gordon, A., 2015a. Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 192, 504–512.
- Maron, M., Dunn, P.K., McAlpine, C.A., Apan, A., 2010. Can offsets really compensate for habitat removal? The case of the endangered red-tailed black-cockatoo. *Journal of Applied Ecology* 47, 348–355.
- Maron, M., Gordon, A., Mackey, B.G., Possingham, H.P., Watson, J.E., 2015b. Conservation: Stop misuse of biodiversity offsets. *Nature* 523, 401–403.
- Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T.A., Keith, D.A., Lindenmayer, D.B., McAlpine, C.A., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155, 141–148.
- Maron, M., Ives, C.D., Kujala, H., Bull, J.W., Maseyk, F.J., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J.E., Lentini, P.E., Gibbons, P., others, 2016. Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. *BioScience* 66, 489–498.
- Marrel, G., Payre, R., 2006. Introduction-Les temporalités du politique. *Pôle Sud* 25, 5–7.
- Marris, E., 2007. Conservation priorities: What to let go. *Nature* 450, 152–155.
- Martin, J.-L., Maris, V., Simberloff, D.S., 2016. The need to respect nature and its limits challenges society and conservation science. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113, 6105–6112.
- Marty, P., Vivien, F.-D., Lepart, J., Larrère, R., 2005. Les biodiversités: objets, théories, pratiques, CNRS Editions, Paris.
- Mathevet, R., Lepart, J., Marty, P., 2013. Du bon usage des ZNIEFF pour penser les territoires de la biodiversité. *Développement durable et territoires* 4.
- Mathevet, R., Poulin, B., 2006. De la biologie à la géographie de la conservation (From conservation biology to conservation geography). *Bulletin de l'Association de géographes français* 83, 341–354.
- Mathevet, R., Thompson, J.D., Folke, C., Chapin, F.S., 2016. Protected areas and their surrounding territory: socioecological systems in the context of ecological solidarity. *Ecological Applications* 26, 5–16.
- Mathevet, Raphaël, Thompson, J., Delanoë, O., Cheylan, M., Gil-Fourrier, C., Bonnin, M., Mathevet, R., 2010. La solidarité écologique: un nouveau concept pour une gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires. *Natures Sciences Sociétés* 18, 424–433.
- Mauz, I., Granjou, C., 2010. La construction de la biodiversité comme problème politique et scientifique, premiers résultats d'une enquête en cours. *Sciences Eaux & Territoires* 3, 10–13.
- May, J., Hobbs, R.J., Valentine, L.E., 2017. Are offsets effective? An evaluation of recent environmental offsets in Western Australia. *Biological Conservation* 206, 249–257.

- McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., 2010. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management* 45, 165–176.
- Mechin, A., Pioch, S., 2016. Une méthode expérimentale pour évaluer rapidement la compensation en zone humide. La méthode MERCIe, principes et applications. Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA), Montpellier.
- MEDDE [Ministère de l'Environnement, du Développement Durable et de l'Energie], 2013. Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels (RéférenceS). Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, Paris.
- MEDDE [Ministère de l'Environnement, du Développement Durable et de l'Energie], 2012. Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel. Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, Paris.
- Merlin, P., 1990. Géographie et aménagement. *Travaux de l'Institut Géographique de Reims* 79, 21–28.
- Merlin, P., Choay, F., 1988. Dictionnaire de l'urbanisme et de l'aménagement. Presses universitaires de France, Paris.
- Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J.-B., Poux, X., 2005. L'analyse stratégique de la gestion environnementale: un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures sciences sociétés* 13, 127–137.
- Mermet, L., Dubien, I., Emerit, A., Laurans, Y., 2004. Les porteurs de projets face à leurs opposants: six critères pour évaluer la concertation en aménagement. *Politiques et management public* 22, 1–22.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystem and human well-being: biodiversity synthesis.
- Ministère de l'intérieur, 2015. Guide pratique de la phase administrative de l'expropriation au profit des collectivités territoriales ou de leurs groupements. Paris.
- Moilanen, A., 2007. Landscape zonation, benefit functions and target-based planning: unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation* 134, 571–579.
- Moilanen, A., Franco, A.M., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B., Thomas, C.D., 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences* 272, 1885–1891.
- Moilanen, A., Kujala, H., 2006. Zonation spatial conservation planning framework and software v. 1.0, User manual. Edita, Helsinki.
- Moilanen, A., Meller, L., Leppänen, J., Pouzols, F.M., Arponen, A., Kujala, H., 2012. Zonation spatial conservation planning framework and software v. 3.1, User manual. Biodiversity Conservation Informatics Group, Department of Biosciences, University of Helsinki, Helsinki.
- Moilanen, A., Van Teeffelen, A.J., Ben-Haim, Y., Ferrier, S., 2009. How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology* 17, 470–478.

- Moilanen, A., Wintle, B.A., 2006. Uncertainty analysis favours selection of spatially aggregated reserve networks. *Biological Conservation* 129, 427–434.
- Moine, A., 2006. Le territoire comme un système complexe. Des outils pour l'aménagement et la géographie. *L'Espace géographique* 2, 115-132.
- Montpellier Méditerranée Métropole, 2015. Evaluation du SCoT : analyse des résultats d'application depuis 2006.
- Moreno-Mateos, D., Maris, V., Béchet, A., Curran, M., 2015. The true loss caused by biodiversity offsets. *Biological Conservation* 192, 552–559.
- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F.A., Yockteng, R., 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology* 10.
- Morin, E., 1994. Sur l'interdisciplinarité. *Bulletin interactif du centre international de recherches et études transdisciplinaires n°2*.
- Moss, D., Davies, C.E., 2002. Cross-references between the EUNIS habitat classification and the nomenclature of CORINE Land Cover. NERC/Centre for ecology and hydrology.
- Musselin, C., 2005. Sociologie de l'action organisée et analyse des politiques publiques : deux approches pour un même objet ? *Revue française de science politique* 55, 51–71.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Nations Unies, 1992. Convention sur la diversité biologique.
- Newmark, W.D., 1995. Extinction of mammal populations in western North American national parks. *Conservation Biology* 9, 512–526.
- Noble, B., Nwanekezie, K., 2017. Conceptualizing strategic environmental assessment: Principles, approaches and research directions. *Environmental Impact Assessment Review* 62, 165–173.
- Noss, R.F., Carroll, C., Vance-Borland, K., Wuerthner, G., 2002. A multicriteria assessment of the irreplaceability and vulnerability of sites in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Conservation Biology* 16, 895–908.
- Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E., Fausch, K.D., 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in ecology & evolution* 19, 18–24.
- Olivier de Sardan, J.-P., 2008. La rigueur du qualitatif. Les contraintes empiriques de l'interprétation socio-anthropologique. Editions Academia, Louvain-la-Neuve.
- Olivier de Sardan, J.-P., 1995. La politique du terrain. Sur la production des données en anthropologie. *Enquête. Archives de la revue Enquête*, 71–109.
- ONB, 2017. Bilan 2017 de l'état de la biodiversité en France. Paris.
- Orain, O., 2004. La géographie française face à la notion d'échelle, dans: *Echelles et temporalités en géographie*, seconde partie. CNED, 2–24.
- Ortolano, L., Shepherd, A., 1995. Environmental impact assessment: challenges and opportunities. *Impact Assessment* 13, 3–30.

- Padilla, B., 2017. Projet d'offre de compensation du Département des Yvelines. Définir les enjeux de la compensation, de l'échelle du territoire à l'échelle du projet. UMS 2006 Patrimoine naturel, Paris.
- Palier, B., Surel, Y., 2010. Quand les politiques changent: temporalités et niveaux de l'action publique. L'Harmattan.
- Parmesan, C., 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37, 637–669.
- Partidario, M.R., 2015. A strategic advocacy role in SEA for sustainability. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 17.
- Phalan, B., Hayes, G., Brooks, S., Marsh, D., Howard, P., Costelloe, B., Vira, B., Kowalska, A., Whitaker, S., 2017. Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy. *Oryx*, 1–9.
- Pioch, S., 2017. Vers une nouvelle gouvernance cotière entre aménagement et environnement ? La compensation des impacts de l'homme sur l'environnement dans les projets d'aménagements maritimes. Habilitation à Diriger des Recherches, Montpellier.
- PLU de Villeneuve-lès-Maguelone - Rapport de présentation, 2013.
- Pressey, R.L., 1999. Applications of irreplaceability analysis to planning and management problems. *Parks* 9, 42–51.
- Pressey, R.L., Johnson, I.R., Wilson, P.D., 1994. Shades of irreplaceability: towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodiversity & Conservation* 3, 242–262.
- Primack, R.B., Sarrazin, F., Lecomte, J., 2012. *Biologie de la conservation*. Dunod, Paris.
- Purvis, A., Hector, A., 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405, 212–219.
- Quétier, F., Lavorel, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation* 144, 2991–2999.
- Quétier, F., Regnery, B., Levrel, H., 2014. No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environmental Science & Policy* 38, 120–131.
- Racine, J.-B., Raffestin, C., Ruffy, V., 1980. Echelle et action, contributions à une interprétation du mécanisme de l'échelle dans la pratique de la géographie. *Geographica Helvetica* 35, 87–94.
- Ranius, T., Caruso, A., Jonsell, M., Juutinen, A., Thor, G., Rudolphi, J., 2014. Dead wood creation to compensate for habitat loss from intensive forestry. *Biological Conservation* 169, 277–284.
- Regnery, B., 2017. *La Compensation écologique. Concepts et limites pour conserver la biodiversité*, Muséum national d'Histoire naturelle Editions, Paris.
- Regnery, B., Couvet, D., Kerbiriou, C., 2013a. Offsets and Conservation of the Species of the EU Habitats and Birds Directives. *Conservation Biology* 27, 1335–1343.
- Regnery, B., Quétier, F., Cozannet, N., Gaucherand, S., Laroche, A., Burylo, M., Couvet, D., Kerbiriou, C., 2013b. Mesures compensatoires pour la biodiversité : comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance ? *Sciences Eaux & Territoires*, Hors-série numéro 12, 1–8.

- Rey-Valette, H., Pinto, M., Maurel, P., Chia, E., Guihéneuf, P.-Y., Michel, L., Nougaredes, B., Soulard, C.-T., Jarrige, F., Guillemot, S., 2011. Guide pour la mise en oeuvre de la gouvernance en appui au développement durable des territoires. PhD Thesis.
- Rittel, H.W., Webber, M.M., 1973. Dilemmas in a general theory of planning. *Policy sciences* 4, 155–169.
- Robic, M.-C., 2004. Note sur la notion d'échelle dans la géographie française de la fin du XIXe siècle et du début du XXe siècle. *Cybergeo*.
- Robic, M.-C., 1992. Du milieu à l'environnement: pratiques et représentations du rapport homme/nature depuis la Renaissance. *Economica*, Paris
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Iii, F.S.C., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., Wit, C.A. de, Hughes, T., Leeuw, S. van der, Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475.
- Rodary, E., Castellanet, C., Rossi, G., 2003. Conservation de la nature et développement: l'intégration impossible? *Karthala Editions*, Paris.
- Rosenzweig, M.L., 2003. Reconciliation ecology and the future of species diversity. *Oryx* 37, 194–205.
- Roy, B.P., Vincke, P., 1989. L'aide multicritère à la décision. *Ellipses*, Paris.
- Sahley, C.T., Vildoso, B., Casaretto, C., Taborga, P., Ledesma, K., Linares-Palomino, R., Mamani, G., Dallmeier, F., Alonso, A., 2017. Quantifying impact reduction due to avoidance, minimization and restoration for a natural gas pipeline in the Peruvian Andes. *Environmental Impact Assessment Review* 66, 53–65.
- Samarakoon, M., Rowan, J.S., 2008. A critical review of environmental impact statements in Sri Lanka with particular reference to ecological impact assessment. *Environmental Management* 41, 441–460.
- Semal, L., Guillet, F., 2017. Chapitre 6. Compenser les pertes de biodiversité, dans: *Les Politiques de Biodiversité*. Presses de Sciences Po, 149–169.
- Serres, M., 1990. *Le contrat naturel*. Flammarion, Paris.
- Sheate, W.R., 2016. How Strategic is Strategic Environmental Assessment? The importance of 'tiering' with EIA. *Workshop on the application and effectiveness of the SEA Directive*. Bruxelles
- Söderman, T., 2005. Treatment of biodiversity issues in Finnish environmental impact assessment. *Impact assessment and project appraisal* 23, 87–99.
- Soulé, M.E., 1985. What is conservation biology? *BioScience* 35, 727–734.
- Spash, C.L., 2015. Bulldozing biodiversity: the economics of offsets and trading-in Nature. *Biological Conservation* 192, 541–551.
- Steffen, W., Crutzen, P.J., McNeill, J.R., 2007. The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36, 614–621.

- Stranko, S.A., Hilderbrand, R.H., Palmer, M.A., 2012. Comparing the fish and benthic macroinvertebrate diversity of restored urban streams to reference streams. *Restoration Ecology* 20, 747–755.
- Subra, P., 2014. Géopolitique de l'aménagement du territoire. Armand Colin, Paris.
- Sunderland, T., Sunderland-Groves, J., Shanley, P., Campbell, B., 2009. Bridging the gap: how can information access and exchange between conservation biologists and field practitioners be improved for better conservation outcomes? *Biotropica* 41, 549–554.
- Takacs, D., 1996. The idea of biodiversity: philosophies of paradise. Johns Hopkins University Press. Baltimore.
- Tanaka, A., 2001. Changing ecological assessment and mitigation in Japan. *Built Environment* (1978-) 35–41.
- Therivel, R., Ross, B., 2007. Cumulative effects assessment: Does scale matter? *Environmental impact assessment review* 27, 365–385.
- Thomas, F., Boisvert, V., 2015. Le pouvoir de la biodiversité: néolibéralisation de la nature dans les pays émergents. Editions Quae; co-éditeur IRD.
- Thompson, D.J., Mathevet, R., Delanoë, O., Landrieu, G., 2014. La solidarité écologique : un nouveau concept pour la territorialisation de la conservation de la biodiversité, dans: *Sciences de la conservation, hors collection*. De Boeck Supérieur, Paris, 199–208.
- Thompson, J.D., 2005. *Plant evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press on Demand.
- Thompson, J.D., Mathevet, R., Delanoë, O., Gil-Fourrier, C., Bonnin, M., Cheylan, M., 2011. Ecological solidarity as a conceptual tool for rethinking ecological and social interdependence in conservation policy for protected areas and their surrounding landscape. *Comptes rendus biologies* 334, 412–419.
- Thompson, S., Treweek, J.R., Thurling, D.J., 1997. The ecological component of environmental impact assessment: a critical review of British environmental statements. *Journal of environmental Planning and Management* 40, 157–172.
- Touzard, H., 2006. Consultation, concertation, négociation. *Négociations* 1(5), 67–74.
- Treweek, J., Thompson, S., 1997. A review of ecological mitigation measures in UK environmental statements with respect to sustainable development. *The International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 4, 40–50.
- Treweek, J., Veitch, N., 1996. The potential application of GIS and remotely sensed data to the ecological assessment of proposed new road schemes. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 249–257.
- Truchet, D., Schoettl, J.-E., Honorat, E., Thiry, B., Schaub, A., Laffont, J.-J., Barthelemy, J., 1998. *Réflexions sur l'intérêt général (Rapport public 1999)*. Conseil d'État, Paris.
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., James, P., 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and urban planning* 81, 167–178.
- Underwood, J.G., 2011. Combining Landscape-Level Conservation Planning and Biodiversity Offset Programs: A Case Study. *Environmental Management* 47, 121–129.

- Vaissière, A.-C., Bierry, A., Quétier, F., 2016. Mieux compenser les impacts sur les zones humides : modélisation de différentes approches dans la région de Grenoble. *Sciences Eaux & Territoires* Numéro 21, 64–69.
- Veyret, Y., 2005. *Le développement durable : réflexions géographiques*. Académie de Poitiers.
- Veyret, Y., Pech, P., 1993. *L'homme et l'environnement*. Presses universitaires de France, Paris.
- Villalba, B., 2010. L'écologie politique face au délai et à la contraction démocratique. *Écologie & politique* 2(40), 95–113.
- Villarroya, A., Barros, A.C., Kiesecker, J., 2014. Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America. *PloS one* 9.
- Villarroya, A., Puig, J., 2010. Ecological compensation and environmental impact assessment in Spain. *Environmental impact assessment review* 30, 357–362.
- Vimal, R., Rodrigues, A.S., Mathevet, R., Thompson, J.D., 2011. The sensitivity of gap analysis to conservation targets. *Biodiversity and conservation* 20, 531–543.
- Vinck, D., 1999. Les objets intermédiaires dans les réseaux de coopération scientifique: Contribution à la prise en compte des objets dans les dynamiques sociales. *Revue française de sociologie*, 385–414.
- Virely, B., 2017. *Artificialisation, de la mesure à l'action*. CGDD, Paris.
- Walker, S., Brower, A.L., Stephens, R.T., Lee, W.G., 2009. Why bartering biodiversity fails. *Conservation Letters* 2, 149–157.
- Whitehead, A.L., Kujala, H., Wintle, B.A., 2017. Dealing with cumulative biodiversity impacts in strategic environmental assessment: A new frontier for conservation planning. *Conservation Letters* 10(2), 1–10.
- Wood, C., Djeddour, M., 1989. *Environmental assessment of policies, plans and programmes*. Interim report to the Commission of European Communities. EIA Centre, University of Manchester.
- Wright, P.M., McMahan, G.C., 1992. Theoretical perspectives for strategic human resource management. *Journal of management* 18, 295–320.
- WWF, 2016. *Rapport Planète Vivante 2016 : Risque et résilience dans l'Anthropocène*.
- Young, J.C., Waylen, K.A., Sarkki, S., Albon, S., Bainbridge, I., Balian, E., Davidson, J., Edwards, D., Fairley, R., Margerison, C., 2014. Improving the science-policy dialogue to meet the challenges of biodiversity conservation: having conversations rather than talking at one-another. *Biodiversity and Conservation* 23, 387–404.
- Zedler, J.B., 2004. Compensating for wetland losses in the United States. *Ibis* 146, 92–100.

Annexes : ARTICLES

Article [1] – Bigard, C., Pioch, S., Thompson, J.D., 2017a. The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. *Journal of Environmental Management*. 200, 35–45.

..... p 207

Article [2] – Bigard, C., Regnery, B., Blasco, F., Thompson, J., 2017b. La prise en compte de la biodiversité dans les études d’impact : évolutions prometteuses mais lacunaires. *Sciences Eaux et Territoires Revue de l’Irstea*. Hors-série n°39.

..... p 221

Article [3] – Bigard, C., Regnery, B., Pioch, S., Thompson, J., 2018. De la théorie à la pratique de la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) : Eviter ou légitimer la perte de biodiversité ? *Développement Durable et Territoire* 9, 20.

..... p 133

Article [4] – Bigard, C., Leroy, M., In Prep. Quelles réponses gestionnaires et stratégiques des intercommunalités à un nouvel instrument de politique environnementale: la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) ?

..... p 257

Article [5] – Bigard, C., Thiriet, P., Pioch, S., Thompson, J.D., In Prep. Elaboration of strategic landscape-scale planning to improve mitigation hierarchy implementation: an empirical case study in Southern France.

..... p 259

Article [6] – Bigard, C., Guillet, F., In Prep. When you can’t see the forest for the trees: differential implementation of the mitigation hierarchy by large and small projects.

..... p 285

Article [7] – Bigard, C., Chaurand, J., Vanpeene, S., Thompson, J., In Prep. Protéger la biodiversité et aménager le territoire : Quelles complémentarités entre les politiques « Trame Verte et Bleue » et « Eviter-Réduire-Compenser » ?

..... p 295

Article [1]

**The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment:
Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion**

Charlotte Bigard, Sylvain Pioch, John D. Thompson

2017

Journal of Environnemental Management. 200, 35–45.



Research article

The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion

Charlotte Bigard ^{a, c, *}, Sylvain Pioch ^b, John D. Thompson ^a^a UMR 5175 Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS, 1919 route de Mende, 34293, Montpellier Cedex 5, France^b UMR 5175, Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, Université de Montpellier - Université Paul-Valéry Montpellier, Route de Mende, 34199, Montpellier Cedex 5, France^c Montpellier Méditerranée Métropole, 50, place Zeus, CS 39556, 34961, Montpellier Cedex 2, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 6 February 2017

Received in revised form

12 May 2017

Accepted 19 May 2017

Available online 26 May 2017

Keywords:

Environmental impact assessment

Mitigation hierarchy

Conservation science

Land use planning

No net loss

ABSTRACT

Natural habitat loss and fragmentation, as a result of development projects, are major causes of biodiversity erosion. Environmental impact assessment (EIA) is the most commonly used site-specific planning tool that takes into account the effects of development projects on biodiversity by integrating potential impacts into the mitigation hierarchy of avoidance, reduction, and offset measures. However, the extent to which EIA fully address the identification of impacts and conservation stakes associated with biodiversity loss has been criticized in recent work. In this paper we examine the extent to which biodiversity criteria have been integrated into 42 EIA from 2006 to 2016 for small development projects in the Montpellier Metropolitan territory in southern France. This study system allowed us to question how EIA integrates biodiversity impacts on a scale relevant to land-use planning. We examine how biodiversity inclusion has changed over time in relation to new policy for EIA and how the mitigation hierarchy is implemented in practice and in comparison with national guidelines. We demonstrate that the inclusion of biodiversity features into EIA has increased significantly in relation to policy change. Several weaknesses nevertheless persist, including the continued absence of substitution solution assessment, a correct analysis of cumulative impacts, the evaluation of impacts on common species, the inclusion of an ecological network scale, and the lack of monitoring and evaluation measures. We also show that measures for mitigation hierarchy are primarily associated with the reduction of impacts rather than their avoidance, and avoidance and offset measures are often misleadingly proposed in EIA. There is in fact marked semantic confusion between avoidance, reduction and offset measures that may impair stakeholders' understanding. All in all, reconsideration of stakeholders routine practices associated with a more strategic approach towards impact anticipation and avoidance at a land-use planning scale is now necessary for the mitigation hierarchy to become a clear and practical hierarchy for "no net loss" objectives based on conservation priorities.

© 2017 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Natural habitat destruction by development projects (e.g. linear infrastructures, urbanisation, commercial centres, quarries, etc.) has continued to cause the loss of genetic and species diversity, the fragmentation of natural habitats and the degradation of ecosystem

function (Fahrig, 2003; McKinney, 2008; MEA, 2005). Many countries have thus developed instruments that attempt to ensure a « no net loss » (henceforth NNL) of biodiversity with measures to attenuate and mitigate the loss of biodiversity in the face of land development (Bull et al., 2016; Hassan et al., 2015; Maron et al., 2016). The development of the NNL paradigm, and its application in land-use planning, has however encountered difficulties due to inconsistencies in the way its underlying concepts are framed (Apostolopoulou and Adams, 2015; Bull et al., 2016; Gordon et al., 2015) and how impacts are compared with a baseline to assure NNL (Bull et al., 2014; Maron et al., 2016, 2015). Indeed, in practice, NNL appears to be impossible, there is nearly always some form of

* Corresponding author. UMR 5175 Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS, 1919 route de Mende, 34293, Montpellier Cedex 5, France. Tel.: +33 0467613345.

E-mail addresses: charlotte.bigard@cefe.cnrs.fr (C. Bigard), sylvain.pioch@gmail.com (S. Pioch), john.thompson@cefe.cnrs.fr (J.D. Thompson).

decline in biodiversity – a sort of generalised net loss impossible to avoid, but never explicitly presented (Aronson and Moreno-Mateos, 2015; Maron et al., 2012; Moreno-Mateos et al., 2015). In relation to these difficulties, many countries have developed two main instruments to apply NNL policy in their land-use planning procedures.

The first of these instruments concerns Environmental Impact Assessment (henceforth EIA) that developed during the 1970's to become a key instrument in site-specific planning for biodiversity (Mandelik et al., 2005) and environmental management (Morgan, 2012). EIA contributes to the assessment and anticipation of development projects and their impacts on environment and to the adoption of pro-active policy to mitigate the impacts of such projects. However, many authors have pointed out recurrent weakness in the identification of impacts and the conservation stakes associated with biodiversity and landscape ecological context (Byron et al., 2000; Drayson et al., 2015; Gontier et al., 2006; Thompson et al., 1997; Treweek and Thompson, 1997). EIA has also been criticised because choices among alternative options for development projects are more often based on socio-economic considerations than on ecological arguments (Bonthoux et al., 2015), the delimitation of the area used to assess impacts is often made on a non-ecological basis (Geneletti, 2006), measurable indicators or quantitative predictions are rarely used (Mandelik et al., 2005; Samarakoon and Rowan, 2008), and the relevance of an impact is unclear (Atkinson et al., 2000; Khera and Kumar, 2010). In addition, the study scope is often poorly defined or too narrow; many studies only assess biodiversity in terms of species' populations with little attention paid to understanding of effects on ecological processes, ecosystem function or genetic variation (Atkinson et al., 2000; Gontier et al., 2006; Khera and Kumar, 2010). Finally, an absence of precise definitions and correct understanding of ecological processes makes the identification of what represents a "significant" impact difficult (Briggs and Hudson, 2013; Geneletti, 2006).

EIA provides basic information for the identification of NNL objectives within the context of a second major policy instrument, the so-called mitigation hierarchy. This hierarchy provides a policy framework to identify the process by which environmental impacts from development can be "avoided", unavoidable impacts "reduced", and residual impacts "offset" (Maron et al., 2016). This mitigation hierarchy has also become a subject of concern in terms of its environmental efficiency, social implications and ethical basis (Gobert, 2015; Gordon et al., 2015; Levrel et al., 2015; Lucas, 2009; Maron et al., 2016; Moreno-Mateos et al., 2015). Despite high scientific tractability, it begets only moderate implementation tractability, and clear-cut rules on how to classify certain impacts within the mitigation hierarchy barely exist (Martin, 2015; Bull et al., 2016; Maron et al., 2016). In addition, the common reliance on offsetting to achieve NNL has received serious criticism due to the fact that offsets are rarely adequate, complete offsetting may be illusory due to the complexity of ecological processes (Gardner et al., 2013; Moreno-Mateos et al., 2015) and weak institutional organisation of the mitigation hierarchy impairs attempts to achieve NNL (Jacob et al., 2015; Lucas, 2009). Problems associated with identifying ecological equivalence and the absence of a systematic regional approach further undermine the efficiency of the mitigation hierarchy (Habib et al., 2013; Kujala et al., 2015).

The objective of this study is to examine how biodiversity is integrated into EIA and defined and treated in the mitigation hierarchy. We examine this issue in relation to recent changes in French policy aimed at improving the EIA procedure and the implementation of the mitigation hierarchy. In this context, our study addresses four main questions. First, how are impacts on biodiversity taken into account in a large sample of EIAs, all elaborated within a single territory? Second, is there a significant effect

of new policy that proposes to make a more detailed analysis of biodiversity features and their inclusion in EIA? Third, how are cumulative impacts taken into account in the study area? Finally, how well do measures proposed in the EIA for the different elements in the mitigation hierarchy fit French national guidelines and definitions of the mitigation hierarchy?

2. Methods

2.1. Case study

To undertake this study we analysed 42 EIAs associated with projects in a single territory, that of the Montpellier Metropolitan Territory (31 municipalities) and nine adjoining municipalities in southern France (Fig. 1). This form of territorial grouping allows the different local municipalities to mutualise their objectives and obligations (waste treatment, sanitation, economic development ...) and to develop coherent urban land-use planning strategies. The territory contains a patchwork of semi-natural Mediterranean-type habitats rich in biodiversity, various agricultural areas and is one of the fastest developing metropolitan territories in France.

The 42 EIAs we studied represent a large number of small-scale projects each of which has impacts primarily on common species and habitats and, to a lesser extent on protected habitats and species. The EIAs for the 42 projects were elaborated between 2006 and 2016. Two major infrastructure projects that had EIA documents elaborated during this time period were not used in the initial analyses because their impact concerned several municipalities and different types of ecosystem. Hence, the amount of money and time invested in the EIA production was way above that of all the other 42 projects. The two infrastructure projects are thus not comparable with the 42 small-scale projects. We thus only used the information in these two EIAs in the analysis of cumulative impacts on biodiversity (see below). Thirty-nine of the development projects are small-scale development zones or housing projects, there is one photovoltaic solar power plant project and two short sections of local road construction. The EIA of each project was obtained from the archives of the State environmental agency in the study region (DREAL), the authority in charge of examining EIAs. They represent all the available EIAs that have caused irreversible impacts on terrestrial natural habitats in the study region.

2.2. A data base to examine biodiversity inclusion in EIA

We conducted a systematic examination of the extent to which biodiversity is included in each of the 42 EIAs. To do so we analysed six criteria, or questions, that reflect the organisation of the different chapters of an EIA (Table 1). The first criterion concerns a "baseline" description of the impacted zone in terms of species and habitats present, ecological networks, ecological equilibria and ecological interactions. The second involves how "data" are collected and their pertinence. The third concerns a description of the "impacts" which may be positive or negative, direct or indirect, temporary or permanent and can be cumulative with those in other development projects. The fourth requires an assessment of alternative ("substitution") solutions and a test of the compatibility with existing planning documents. The fifth involves descriptions of the necessary "measures" that are proposed for implementation within the mitigation hierarchy. The sixth criterion relates to propositions for "monitoring and evaluation". To provide quantitative and qualitative response data in relation to these questions, 32 indicators concerning how biodiversity is included in an EIA were developed (Table 1). These indicators were developed in order to encompass what the French policy reform and the national doctrine require in terms of biodiversity inclusion in EIAs.

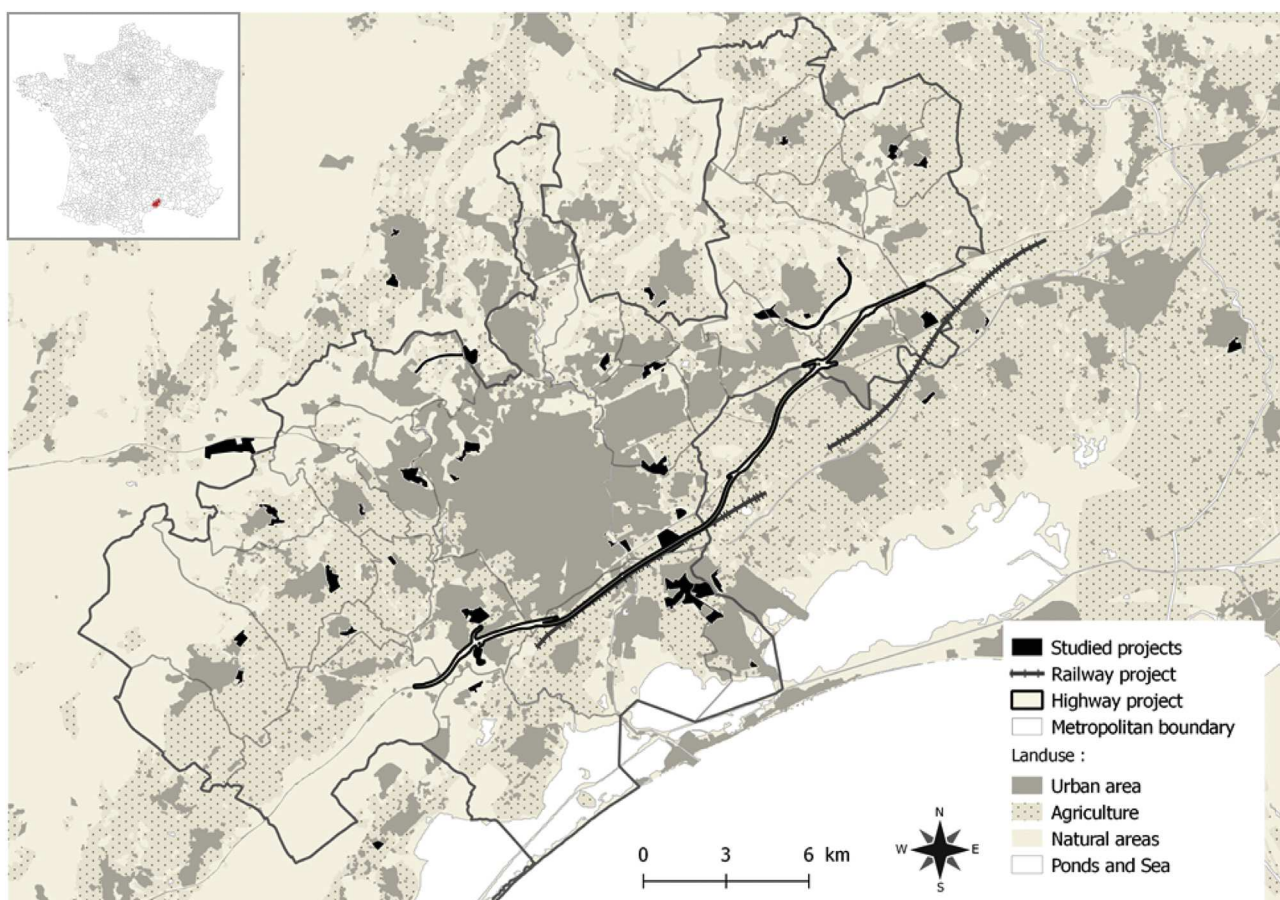


Fig. 1. Spatial distribution of the 42 EIAs elaborated in and around the Montpellier Metropolitan territory in France from 2006 to 2016.

Each indicator is noted with a score of 1 or 0, depending on whether the response is positive (inclusion of biodiversity) or negative respectively. The sum of the scores for each indicator was determined in order to examine how EIAs integrate biodiversity. To do so, an “Index of Biodiversity Inclusion” (IBI), adapted from Atkinson et al. (2000), was calculated. IBI calculation is based on the number of positive answers (P) relative to the total number (N) of questions (32 for EIAs involving offset measures, 30 for the others): i.e. $IBI = P/N$.

We tested whether the adoption of new policy, aimed at reforming the procedure for EIAs and the mitigation hierarchy in France, has had an impact on the integration of criteria to more fully assess impacts on biodiversity and measures for the mitigation hierarchy. This policy came with the law n° 2010-788 published on the 12th July 2010 relative to national commitment for the environment, with the application of the decree n° 2011–2019 of December 2011 and put into force in June 2012. The main changes introduced by this reform concern the need to enlarge the scope of EIA for all projects that may have a significant impact on the environment, the requirement of propositions for measures for implementation within the mitigation hierarchy, an evaluation of cumulative impacts, and the necessity of a monitoring plan and environmental compliance (Quétier et al., 2014). To examine the effect of this policy we tested if IBIs for the 21 EIAs that were made after June 2012 were greater than the 21 EIAs made before June 2012. Simply by chance the number of pre and post-June 2012 EIAs was the same. To do so, we did a one-tailed non-parametric Wilcoxon test (alternative “greater”) due to the non-normal distribution of data (result of Shapiro-test not shown). We then focused on

each indicator separately, and tested for an increase of positive responses after June 2012 by comparing changes in the ratio of positive to negative responses with a Fisher exact test. All statistical analysis were made using R statistical software (R development core team, 2016).

We also analysed the relationship between responses of predictive variables and the IBI of each EIA, in order to understand which variables are linked to biodiversity inclusion in EIAs (Appendix 2). The predictive variables tested are composed of four qualitative variables: the involvement of expert naturalists in the EIA, the need for offset measures, the need for an authorisation to destruct the habitat of protected species and the type of habitat impacted (for six different habitat types - woodland, cultivated land, post-cultural semi-open habitat undergoing secondary succession to scrubland and woodland, wetland, Mediterranean garrigues, and heathland and scrubland), and two quantitative variables (the surface area of the development project and the number of pages of the EIA dedicated to natural environment issue). Environment impacts were taken into account if more than 25% of the study area is concerned. To test for a relationship between IBI and the qualitative predictive variables, we used nonparametric one-sided Wilcoxon tests, and compared the IBI score of EIAs presenting either a negative or positive response to each qualitative variable. A linear regression was used to test for a significant relationship between the two quantitative predictive variables and IBI scores.

To test for the cumulative impacts of the 42 development projects in the studied territory (Hawke, 2009) we examined the spatial distribution of projects and the number of projects that have

Table 1
Criteria used to assess the inclusion of biodiversity in 42 EIAs in the Montpellier Metropolitan territory from 2006 to 2016. Criteria concern six questions that are assessed with a total of 32 indicators. For each indicator, the number of positive responses (i.e., responses with a score of 1) before and after June 2012 are noted and significant differences between EIAs done before and after 2012 tested with a Fisher exact test.

Criteria	Question	n°	Indicator	Number of positive responses			
				Before June 2012	After June 2012	Total number (%)	Significance of increase after June 2012
Baseline	Is the baseline comprehensive enough to provide a basis to evaluate impacts?	1	<i>Definition of an area of effects (different to study area)</i>	3	12	15 (35.7%)	**
		2	<i>Study of a larger area than the project boundaries</i>	1	15	16 (38.1%)	***
		3	<i>Expertise on all groups of species</i>	4	20	24 (57.1%)	***
		4	<i>Detailed inventory of flora in the study area</i>	7	18	25 (59.5%)	**
		5	<i>Detailed inventory of fauna in study area</i>	4	16	20 (47.6%)	***
		6	<i>Description of natural habitats</i>	10	17	27 (64.3%)	ns
		7	<i>Natural features totalised on a map of the study area</i>	5	12	17 (40.5%)	ns
		8	<i>Study of local ecological connectivity</i>	6	19	25 (59.5%)	***
		9	<i>Study of regional ecological connectivity</i>	0	7	7 (16.7%)	**
		10	<i>Study of ecosystems, species and populations</i>	0	7	7 (16.7%)	**
		11	<i>Reference to/or study of ecological interactions</i>	0	0	0 (0%)	0
		12	<i>Reference to population dynamics or studies</i>	3	9	12 (28.6%)	ns
		13	<i>Argumentation for inclusion of common biodiversity</i>	2	8	10 (23.8%)	ns
Data	Are data gathered in a reliable way and correctly referenced?	14	<i>Field trip</i>	16	21	37 (88.1%)	*
		15	<i>More than one season of prospection</i>	5	20	25 (59.5%)	***
		16	<i>Clear reference to database employed</i>	12	20	32 (76.2%)	**
		17	<i>Consultation of the relevant scientific literature</i>	5	15	20 (47.6%)	**
Impacts	Are all the impacts explained and properly evaluated?	18	<i>Evaluation of the significance of each impact</i>	3	3	6 (14.3%)	ns
		19	<i>Identification of direct and indirect impacts</i>	12	17	29 (69.0%)	ns
		20	<i>Identification of temporary and permanent impacts</i>	15	17	32 (76.2%)	ns
		21	<i>Description of possible cumulative impacts</i>	0	17	17 (40.5%)	***
		22	<i>Explanation of the method used to evaluate impacts</i>	4	14	18 (42.9%)	**
Substitution	Is there an attempt to avoid impacts on natural environments at the beginning of the EIA?	23	<i>Study of alternative solutions</i>	0	4	4 (9.5%)	ns
		24	<i>Study of the alternative "without project"</i>	1	0	1 (2.4%)	ns
Measures	Are the measures explained and detailed enough to potentially balance impacts?	25	<i>Detailed description of mitigation measures</i>	6	19	25 (59.5%)	***
		26	<i>Distinction between each type of measure</i>	5	15	20 (47.6%)	**
		27	<i>Use of a method to propose offsets based on equivalence</i>	0	0	0 (0%)	N.A.
		28	<i>Reference to a time lag between losses and future offsets</i>	0	0	0 (0%)	N.A.
Monitoring and evaluation	Are ways to ensure success and sustainability of measures proposed?	29	<i>Mention of success probability of mitigation measures</i>	0	2	2 (4.8%)	ns
		30	<i>Scheduling of a monitoring-evaluation programme</i>	1	12	13 (31.0%)	***
		31	<i>Definition of indicators for monitoring and evaluation</i>	0	5	5 (11.9%)	*
		32	<i>Mention of sustainability of the measures</i>	1	1	2 (4.8%)	ns

ns, not significant; *p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001.

a moderate, high or very high impact on listed species using GIS software. The level of impact is defined by expert judgment in the EIA. We also quantified the number of projects that impact on each of the listed species that incur impact in at least one EIA. The

identity of the listed species is provided in [Appendix 1](#). They correspond to priority species (from moderate to very high priority) with a national protection status, listed in the European directives and/or identified at a regional scale as "patrimonial" species.

2.3. Attribution of measures to the mitigation hierarchy

Finally, we examined how the 42 EIAs propose measures within the mitigation hierarchy relative to definitions for each level of the hierarchy in recent national doctrine (MEDDE, 2012) and guidelines (MEDDE, 2013) proposed by the French Ministry of Ecology. First, avoidance measures are those that suppress any impacts ahead of the project development by the abandonment of the project, changes in its perimeter or surface area, or the choice of a new site or use of technical solutions. Second, reduction measures involve the implementation of technical solutions to alleviate impacts during construction and exploitation. Third, offset measures aim to maintain or enhance biodiversity features that are impacted by a project. These include ecological restoration and the recreation and management of natural habitats, species communities, and ecological networks and can thus include the reinforcement of natural populations or their reintroduction. Finally, supporting measures can be proposed to improve the efficiency or to ensure the possible success of biodiversity offset initiatives and include knowledge improvement, methodological development, etc.

We quantified the number of measures proposed within each EIA for each of these four types of measure and re-evaluated and recomputed the number of measures for each of these measures in relation to definitions in the ministry doctrine. Then, we compared the number of measures in each level as proposed by the EIA, with the number of measures reclassified according to ministry definitions and quantified the number of transitions among levels along the hierarchy.

3. Results

3.1. Index of biodiversity inclusion and its temporal evolution

IBI ranged between 0.07 and 0.75 with a mean value of 0.38 (Appendix 2), i.e. on average a positive response was observed for 38% of the indicators per EIA. Fourteen EIAs (33%) had a very low IBI (<0.2) and 15 EIAs (36%) had an index between 0.4 and 0.6. Only six EIAs had indexes between 0.2 and 0.4, seven between 0.6 and 0.8 and none had an IBI >0.8. As a result, more than two thirds of the EIAs showed either very little effort to integrate biodiversity (IBI < 0.2) or a higher than average IBI of 0.4–0.6.

These different groups showed a clear temporal difference in their occurrence (Fig. 2; Appendix 2). We observed a significant increase in values for the IBI after 2010 (Wilcoxon test: $w = 303$, $p = 1.22e-5$) and after 2012 ($w = 411.5$, $p = 7.72e-7$). EIAs conducted before June 2012 had an average IBI of 0.21 and those conducted post-June 2012 had an average IBI of 0.55. The former test should be viewed with caution given the small number ($n = 10$) of EIAs prior to 2010. The criteria that contribute to this increase are mentioned below.

3.2. Inclusion of biodiversity criteria and indicators

In terms of naturalist expertise on biodiversity, we found that the inclusion of expert naturalist advice in a specific section of the EIA represents a major contribution to the IBI ($W = 329$, $p < 0.001$). Naturalist expert advice on the fauna, flora and habitats impacted by a project was present in roughly 50% of the EIAs. In 25 EIAs (61%) the spatial area of impacts due to the development project was not clearly defined. When the studied area was described as going beyond the current perimeter of the project, the limits were usually defined on the basis of land-use borders (roads, field boundary, etc.) or with a buffer zone with an arbitrary width. In none of the EIAs was there evidence of an attempt to assess this area on the basis of the knowledge of species present in the zone or the functional

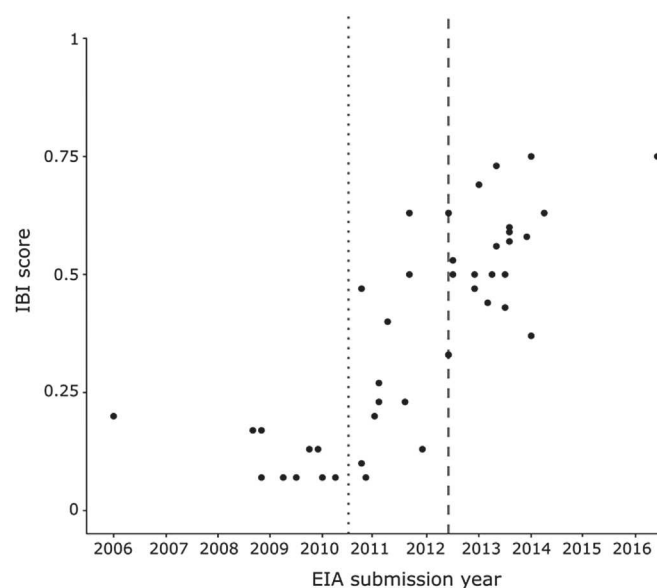


Fig. 2. Index of biodiversity inclusion (IBI) as a function of EIA submission date and temporal benchmarks for the EIA reform law n° 2010-788 of July 2010 (dotted line) and the EIA reform decree n° 2011–2019 of December 2011 implemented from June 2012 (dashed line).

characteristics of the local ecosystem. Field studies to provide up-to-date information were made in 37 EIAs (90%) but in only 25 (60%) of these fauna and flora were prospected in more than one season (Table 1), even though two seasons are a minimum under the Mediterranean climate due to the marked seasonal contrast that impacts on biodiversity in this region (Thompson, 2005). Nineteen out of 21 EIAs (90%) produced after June 2012 involved surveying in more than one season and provide references of databases employed. Most of the studies provided clear information on the databases used to make the EIA and 20 out of 42 (48%) contain scientific references. In all 21 of the EIAs conducted after June 2012 a large range of taxonomic groups were analysed, whereas only four of the 21 EIAs conducted before June 2012 had such information. Only seven EIAs (~20%) took into account impacts on all three scales of biodiversity (ecosystem function, species diversity and genetic variation). Ecological interactions were not included in any of the EIAs. In 12 of the 42 EIAs (~25%) there were either references to population dynamics or there was a presentation of impacts on “ordinary nature” (species or habitats without a protection status or a specific regional stake).

Statistical analyses showed that the size of a development project does not lead to a higher IBI and we detected no difference in the IBI for projects impacting different types of habitats. The larger the part of the EIA dedicated to the natural environment (based on the number of pages in the EIA), the higher the IBI obtained (Linear regression: $F = 2.6948$, $p < 0.001$). The significance of impacts was only defined and evaluated in six EIAs (14%). In 27 EIAs (64%) the nature of the impacts was detailed as being either direct or indirect and either temporary or permanent. The necessity of an authorisation to destroy protected species and their habitats or the necessity of offsetting significant residual impacts of the project, also contributed significantly to the IBI ($W = 178$, $p < 0.001$ and $W = 264$, $p < 0.001$ respectively).

We observed a significantly higher number of positive responses concerning the inclusion of impacts on the local ecological network after June 2012 (Table 1), i.e. in 21 EIAs, 19 of which were conducted post-June 2012. Impacts at the scale of the regional ecological network were only assessed in seven EIAs (20%), all of which were

conducted after June 2012.

Cumulative impacts were assessed in 17 of the 21 EIAs published after 2012 and absent from all EIAs published prior to 2012 (Fig. 3). In 2012, the three EIAs that identified a cumulative impact all occur after June 2012. Basically, cumulative impact assessment involved taking into account known projects spatially close to the project under EIA, with an identification of whether individual species are impacted in the neighbouring projects. In EIAs, this assessment can range from a simple expert judgment to a further analysis of impacted species, based on field ecological valuation. Among the 17 EIAs which mentioned cumulative impacts, 12 included an assessment of their impacts on listed species, nine detected cumulative impacts due to the project, but only two of these explicitly proposed to take them into account in the mitigation measures. As a result, although projects assessed after 2012 more rigorously described cumulative impacts, there was a lack of proposed action to precisely quantify such impacts and propose adequate measures within the mitigation hierarchy.

To examine cumulative impacts on listed species, the two infrastructure projects that cross the territory from East to West were added to the study of cumulative impacts. We found that 19 (20%) species are impacted by a single project, 37 species (38%) are impacted by two to three projects and 41 species (42%) are impacted by more than three projects, with a maximum of 20 projects impacting one species (Fig. 4). It should also be noted that the number of projects that impact the study species is clearly underestimated; most EIAs (60%) do not refer to cumulative impacts and the older EIAs do not propose a complete study of species, natural habitats and ecological functions.

Finally, only four EIAs (10%) studied alternative solutions with criteria on the natural environment and none of the 42 EIAs studied alternative solutions “without the project” (Table 1). Socio-economic arguments relating to the need for accommodation or

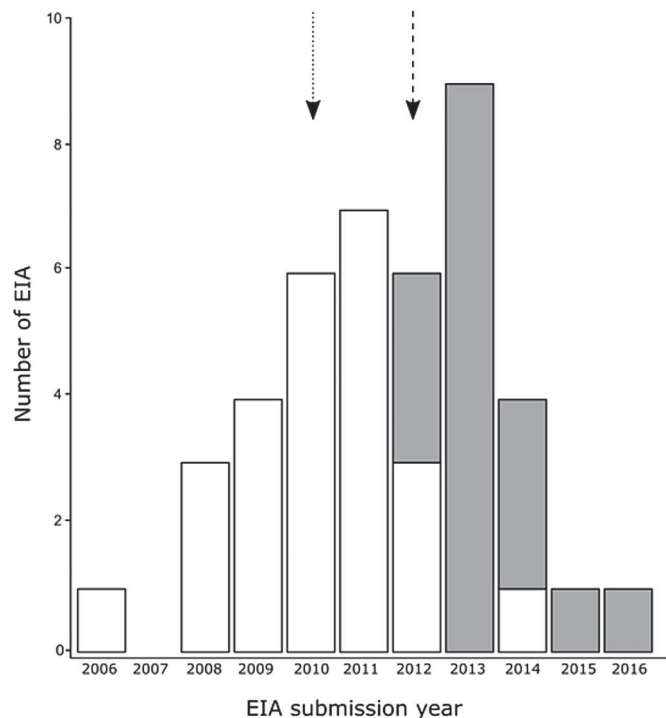


Fig. 3. The number of EIAs that include (dark part of histogram) or do not include (white part of histogram) a reference to cumulative impacts on biodiversity in relation to publication of the EIA reform law (July 2010 - dotted arrow) and decree (december 2011 implemented in June 2012 - dashed arrow).

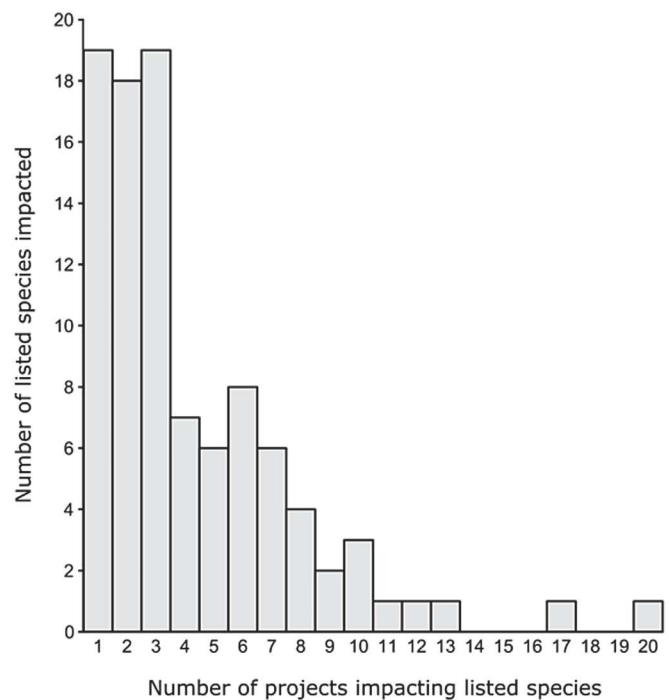


Fig. 4. Number of listed species impacted as a function of the number of EIAs in which an impact is detected.

employment and coherence with urban planning documents were the primary reasons used to justify choices made for the project. Mitigation measures were described and distinguished from one another in roughly 50% of the EIAs. EIAs conducted post-June 2012 were significantly clearer about propositions than pre-June 2012 EIAs an important point for the results presented below. For the nine EIAs that proposed offset measures, methods based on equivalence between losses and gains were never used and none of the EIAs referred to a time lag between destruction and offset measures. Proposals for monitoring and evaluation were provided in only 13 EIAs (30%) and in these EIAs only one out of three provided ecological indicators with which to evaluate and monitor the benefits of mitigation measures. There is almost no mention about how to assess the success and sustainability of the mitigation measures.

3.3. Attribution of measures to the mitigation hierarchy

For the 42 EIAs analysed in this study, a total of 358 measures were proposed for the different elements of the mitigation hierarchy. The number of measures proposed in EIAs published after June 2012 ($n = 243$) was twice as high as in those published prior to June 2012 ($n = 115$). When we compared proposed measures with ministry definitions for these different elements of the mitigation hierarchy, we found that only 39% of the proposed measures fit the definitions of the national guidelines (Fig. 5). Most of the proposed measures for avoidance were in fact measures to reduce impacts (42 out of 50 proposed avoidance measures). The five measures that were truly avoidance measures involved a reduction of the boundary of the project and landscaping. Almost all measures that proposed a reduction in impacts fit the ministry definitions for a reduction in the impact. For the 30 proposed offset measures, 11 were in fact measures that reduce impacts, and 17 were correctly defined as offset measures. Lastly, after reclassification, two of the proposed 37 supporting measures fit ministry definitions, 32 are

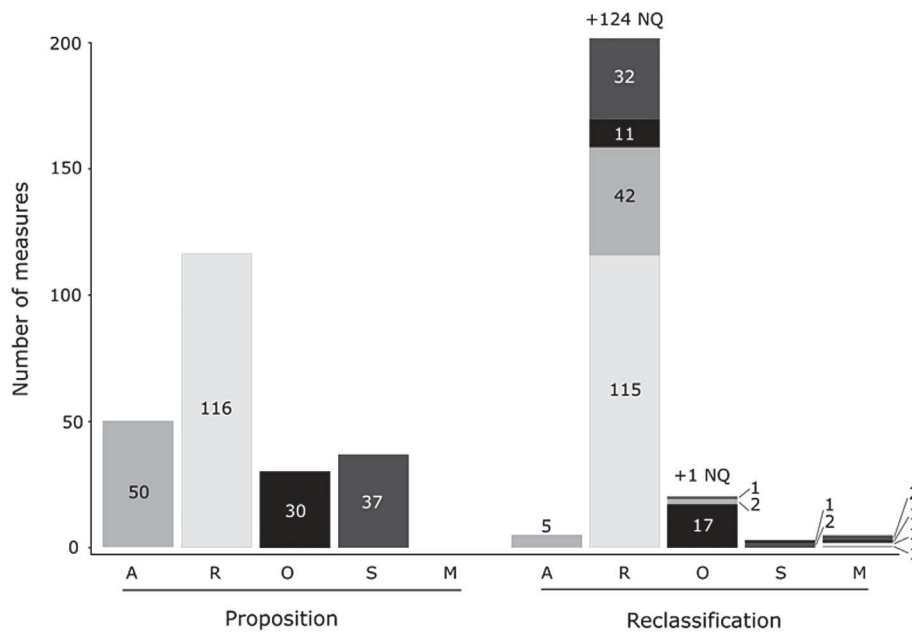


Fig. 5. Total number of proposed measures (in the 42 EIAs) for each category of the mitigation hierarchy (in left) and how these numbers change (in right) once the proposed measures are reclassified in relation to definitions of the national guidelines following the EIA reform law of 2010 (A- Avoid, R- Reduce, O-Offset, S-Support, M-Monitor, NQ- Not qualified in the proposition).

reduction measures, one is an offset measure and the two remaining measures involve monitoring. The majority of EIAs did not propose “real” offset measures (only 9 out of 42 EIAs propose offset measures). When present, offset measures showed little diversity. The most common measures are linked to a management project to maintain open habitats that favour the presence of Mediterranean listed species. It should also be noted that 35% of all measures proposed in the 42 EIAs, were made in absence of a clear statement about what type of measures were being proposed (what we refer to as “not qualified”). When we analysed these measures, we found that all such measures except one concerned a reduction in the impact of the project (Fig. 5).

There was thus a major bias towards a weakening of the mitigation hierarchy when measures are compared with ministry guidelines, primarily because avoidance is a less-used measure than what propositions would suggest. A common feature of all EIAs is that measures to reduce impacts were by far the dominant type of proposition (Table 2, Fig. 5). In fact, only 5 of the 42 EIAs provide for avoidance, prior to reduction measures (Table 2).

4. Discussion

For the Montpellier Metropolitan territory we have shown an improvement in the inclusion of biodiversity indicators in the framework of EIA that is correlated with the elaboration of a new law (2010) and its application decree (2012). This policy reform provides a legal framework to elaborate a more complete identification of the biodiversity concerns (baseline approach), impacts on species, habitats and ecological networks, and the cumulative impacts on biodiversity. However, several important weaknesses persist and there is semantic confusion concerning proposed measures for the different elements of the mitigation hierarchy.

4.1. Improved but incomplete integration of biodiversity

The policy reform proposed that alternative solutions to projects and their impacts be carefully examined prior to project

development. However, our analysis of 42 EIAs reveals that such alternative solutions are rarely explored; only 5 EIAs out of the 42 propose true avoidance measures. As a result, avoidance, which is supposedly the first element in the mitigation hierarchy, is rarely employed. This is a critical result because it illustrates one reason why “no net loss” is almost impossible to achieve. Basically, biodiversity conservation occurs in a world where there is a background of generalised “net loss” (Maron et al., 2016; Moreno-Mateos et al., 2015). This absence of a search for alternative options in the early phases of development projects is a clear indication of the priority for a systematic conservation planning approach to the question of avoidance (and offset proposition) that ensure more efficient biodiversity conservation at a territorial scale, i.e. beyond the scale of individual projects (Kujala et al., 2015).

Although the identification of baseline information on the key environmental issues in a site where a project occurs has been more completely assessed in EIAs since the policy reform, several important issues are open for improvement. For instance, the definition of the study area (beyond the area directly impacted) is in most cases made on an arbitrary basis instead of being made on the basis of species, habitats and functional characteristics of the local ecosystem. The policy reform produced a three-fold increase in the inclusion of local ecological continuities in EIAs and stimulated a small number of studies on regional ecological networks (absent from all EIAs prior to June 2012). However, the global ecological network and ecosystem levels are still rarely considered and analysed in EIAs. Moreover, as illustrated elsewhere (Atkinson et al., 2000; Gontier et al., 2006; Regnery et al., 2013a), we found that the main focus is on listed species and habitats with less interest in common species and habitats. In addition, we have shown that the presence of listed species has a significant positive effect on IBI, i.e., their presence partly conditions the quality of the EIA. The problem here is that common habitats and species play a major role as a part of the habitat or landscape used by listed species (Elliott and Whitfield, 2011; Gaston and Fuller, 2008) and in terms of provision of ecological services (Tardieu et al., 2015).

As recommended by the policy reform, cumulative impacts have

Table 2
Numbers of measures proposed and reclassified within the mitigation hierarchy (A- Avoid, R- Reduce, O-Offset, S-Support, M-Monitor, NQ- Not qualified) for each EIA published pre-June 2012 (21 projects with a total of 115 measures) and post- June 2012 (21 projects with a total of 243 measures).

Pre-June 2012										Post-June 2012											
EIAs	Proposition					Reclassification					EIAs	Proposition					Reclassification				
	A	R	O	S	NQ	A	R	O	S	M		A	R	O	S	NQ	A	R	O	S	M
Pre_1					9	9					Post_1	1	5	5	2	1	7	4			1
Pre_2				4		4					Post_2	1	9		1		10				1
Pre_3	1	1	2			4					Post_3		4				4				
Pre_4	1	1				2					Post_4		4	2			4	2			
Pre_5		1				1					Post_5	1	12	3	7	1	18	3	1		
Pre_6					4	4					Post_6	3	5				8				
Pre_7		8		2		9				1	Post_7	1	5				6				
Pre_8				1		1					Post_8	19	6	1			23	2			1
Pre_9					5	4	1				Post_9	4	6				10				
Pre_10					5	5					Post_10	2	6	3	2		12	1			
Pre_11				3	7	10					Post_11		2		6		8				
Pre_12					5	5					Post_12	1	6	3	1		7	4			
Pre_13					5	5					Post_13	5	4	2	2		11		1	1	
Pre_14					3	3					Post_14						10				
Pre_15					6	6					Post_15	1	7	2		1	7	2			
Pre_16					3	3					Post_16	2	6		3	1	10				
Pre_17					13	13					Post_17	3	6	3		1	8	2	1		
Pre_18					2	2					Post_18	1	2				3				
Pre_19					8	8					Post_19						16				
Pre_20	2	2				4					Post_20	1					14				
Pre_21					11	11					Post_21		8		7		15				
Total	4	13	6	6	86	0	113	1	0	1		46	103	24	31	39	5	211	20	3	4

been increasingly identified in EIAs. However, their analysis and quantification remain superficial; the majority of EIAs that refer to cumulative impacts do not propose adequate measures to reduce them within the mitigation hierarchy. This is despite our finding that cumulative impacts are a common feature for listed species in the study area. The accumulation of impacts by numerous, small and isolated projects, that individually may have minor impacts on biodiversity in comparison with large individual projects, leads to important cumulative impacts on listed species. This represents a second major reason why the objective of no net loss remains practically impossible to currently achieve within the mitigation hierarchy. The issue of how to correctly assess cumulative impacts raises several questions for the scientific community working on the efficiency of no net loss policy and the mitigation hierarchy (Halpern and Fujita, 2013; Kiesecker et al., 2010; Tallis et al., 2015). Hence, there is a need for a methodology to assess such impacts in order to go beyond the “first come, first served” logic that unfortunately persists (Quétier et al., 2014). One methodology to include cumulative impacts within land use planning could be a form of strategic environmental assessment (Whitehead et al., 2016).

In addition, the capacity of EIA to take into account environmental issues is directly linked to the issue of determining what significant impacts actually represent (George, 1999). In our study we found that the true significance of impacts is rarely defined or explicitly addressed (i.e. in only six EIAs). This is probably because the identification of “significant” impacts remains difficult due to the lack of clarity about how to define such impacts (Geneletti, 2006) and a lack of ecological details in the baseline study, poor understanding of ecological process and a lack of monitoring and feedback (Briggs and Hudson, 2013).

Our study illustrates the paucity of monitoring and evaluation measures, despite the fact that half of the post-June 2012 EIAs

include a schedule for their implementation. This lack of feedback on the true nature and extent of impacts and the efficiency of mitigation measures is a major concern (Briggs and Hudson, 2013; Curran et al., 2014). The development of such feedback, including negative results, could allow environmental managers to propose more feasible and efficient measures. Reviews of wetland restoration experiments (Benayas et al., 2009; Curran et al., 2014; Maron et al., 2012; Moreno-Mateos et al., 2012) have shown that biodiversity equivalency between restored areas and reference areas is rarely, if ever, reached, and that there are major limits to the effectiveness of restoration action as a result of time-lags, uncertainty and the measurability of success. Maron et al. (2012) also argue that restoration action will attain no net loss only when impacted ecosystem values can be measured, when results about restoration trials already exist to evaluate their feasibility, and when time-lag and uncertainty (ecological risk) are assessed and clarified in the “loss compared to gain” equation. Results associated with ecological restoration should thus be examined with caution (Benayas et al., 2009; Curran et al., 2014; Maron et al., 2012; Moreno-Mateos et al., 2012; Palmer and Filoso, 2009). All in all, a wider use of avoidance and reduction measures is a necessity that can no longer be brushed under the carpet.

Finally, according to the EIA proportionality principle¹ promulgated in the policy reform, one would expect a larger project in terms of surface area to have a higher index in terms of biodiversity inclusion because the impact is higher. However, this is not the case in our study. Also, we found no evidence that projects impacting

¹ Principle that establishes a link between the size or the level of impact, as a justification for the intensity, and the requirement level of precision needed to assess the environmental impact (European Directive 2014/52/UE).

semi-natural and typical Mediterranean habitats have a higher IBI than those subject to human activities.

4.2. Blurred semantics

The reform policy is associated with a clarification of the nature of the different measures for the mitigation hierarchy (avoid, reduce or offset) and the modalities for monitoring and evaluation of these measures. Our study reveals critical gaps in terms of both incorporating a functional and wider-scale approach for biodiversity integration in land-use planning and how actors understand the true meaning of the different elements of the mitigation hierarchy. Bull et al. (2016) previously identified this kind of ambiguity and the lack of clarity concerning the concept of biodiversity offsets in relation to no net loss objectives. Our study confirms this point and provides a quantification of the types of confusion concerning the different elements of the mitigation hierarchy.

For the 42 projects we studied, 61% of the proposed measures are not correctly described in terms of their place in the mitigation hierarchy and, after reclassification by comparison with the national guidelines in the reform doctrine, it turns out that almost 90% concern a reduction of impacts. Moreover, very few true offset measures are suggested. For supporting measures, there was a major confusion of what such measures represent. This kind of measure should concern action to improve knowledge (research, experimental project) and methods, to implement a larger-scale conservation strategy, and/or to delimit protected areas, all of which should contribute to improve the effectiveness of offset measures. But almost all supporting measures were, according to ministry definitions, measures that directly relate to impact reduction. So, in practice, a reduction in impact is by far the most common measure and after reclassification all EIAs have at least one reduction measure. Indeed, the 42 reduction measures proposed in EIAs as avoidance measures do not suppress impacts on natural environment features, they simply minimize them. For instance, propositions (for avoidance in some EIAs) based on the adaptation of the construction schedule for species or the maintenance of ecological network features in the impacted site do not avoid or suppress impacts, they reduce them. Only a change in the project perimeter or its reduction so as not to impact the identified species or features of the ecological network would represent true avoidance. Likewise, “nesting box installation in the development project site” or “plantation of native flora for green areas” are proposed in EIA as offset measures, but in fact, they attenuate (i.e. reduce) impacts. The second “step” in the mitigation hierarchy is thus more common than alternative solutions, avoidance is rarely proposed.

The semantic confusion in the definitions of avoidance, reduction, offset and supporting measures may stem from a lack of understanding of ministry guidelines, or from the technical and economical facility of implementing reduction measures rather than searching to avoid impacts or implement offset measures that are often more expensive and more constraining for the developer. This issue could be resolved by the formation of consulting agencies that elaborate EIA and clearer explanation of what different measures actually are in terms of the mitigation hierarchy. Enhancement of regulatory agency control, through standardisation of methods, could also limit this problem. Such options could homogenize and reduce misunderstanding among stakeholders, optimize decision-making in terms of biodiversity conservation, and improve the IBI scores of EIAs. For true avoidance measures to be proposed, developers and experts should be in contact from the very beginning of the project conception to make changes in the project boundaries and its global form that avoid impacts. Hence, a

real anticipation of where and what to avoid remains a critical step towards making mitigation measures more efficient in terms of biodiversity conservation (Kareksela et al., 2013; Kujala et al., 2015; McKenney and Kiesecker, 2010; Regnery et al., 2013b).

Finally, the proposition of mitigation measures does not ensure their practical implementation and success in the field, especially during the construction and operation phases. Hence, there is a dire need for monitoring measures that assess any positive effects of reduction and offset measures on biodiversity conservation. Offsets should be seen as a last resort solution, with more emphasis and an accurate focus on avoidance and reduction measures. Otherwise no net loss will remain a lost cause.

5. Conclusion: towards a territorial-scale analysis

Progress on EIA mitigation propositions reflects a shift in approach to biodiversity conservation. Gontier et al. (2006) proposed three scales of approach to characterize biodiversity inclusion in EIAs: (i) an approach focused on single sites or single biodiversity element with no general overview, (ii) a functional and dynamic ecosystem approach and (iii) a habitat suitability approach based on processes. The policy reform in France recommends an approach focused on the “*natural habitats, animal and vegetal species, ecological continuities, biological balance, ecological functions, physical and biological features that are the support of former elements and services provided by ecosystems*” (MEDDE, 2012). This has stimulated a move towards a patchwork and habitat suitability approach in which ecological connectivity and cumulative impacts are targeted. However, despite the evolution of such guidelines and their ambitions, the gap between EIA commitment and practice thus persists. This result highlights the dilemma discussed by Calvet et al. (2015) in which the higher the ecological complexity, the more difficult it is to achieve ecological equivalency and no net loss.

Our study also illustrates the pertinence of a territorial-scale assessment of impacts on biodiversity in order to more efficiently contribute to no net loss. In our study area, a correct assessment of cumulative impacts is absent from land-use planning and impacts on ecological networks are only partially addressed. Hence, the development of a territorial strategy that shifts from an approach based on treating “symptoms” at the scale of individual projects to a more preventive approach focused on the avoidance of biodiversity loss and mitigation of cumulative impacts is now necessary. In this context, Strategic Environmental Assessment, a tool that assesses the impacts of policies, plans and programs (Wood and Djeddour, 1989), could be used as an instrument to help formulate a proactive and more strategic approach in the early stages of the decision-making processes (Bina, 2007; Partidario, 2015). For such reasons, Strategic Environmental Assessment represents an ideal tool to anticipate for avoidance in order to render mitigation measures a true hierarchy based on priorities.

Acknowledgements

We thank the DREAL Occitanie for access to their archives and staff at the Montpellier Méditerranée Métropole for providing advice and for their confidence. We thank Perrine Gauthier for comments on a preliminary version of the manuscript and Guillaume Papuga for his help and encouragement. This work was carried out with a PhD grant awarded to Charlotte Bigard from the National Association for Research and Technology (ANRT) and funded by the Ministry for Higher Education and Research and Montpellier Méditerranée Métropole.

References

- Apostolopoulou, Evangelia, Adams, William M., 2015. Biodiversity offsetting and conservation: reframing nature to save it. *Oryx* 51 (01), 23–31.
- Aronson, J., Moreno-Mateos, D., 2015. État des lieux sur les actions de restauration écologique. In: *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement*. Quae, pp. 162–170.
- Atkinson, Samuel F., Bhatia, Sarika, Schoolmaster, F. Andrew, Waller, William T., 2000. Treatment of biodiversity impacts in a sample of US environmental impact statements. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 18 (4), 271–282.
- Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325 (5944), 1121–1124. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1172460>.
- Bina, Olivia, 2007. A critical review of the dominant lines of argumentation on the need for strategic environmental assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 27 (7), 585–606.
- Bonthoux, D., Branger, M., Dias, P., Kessler, M., Thoyer, S., Pariente, A., 2015. Note de synthèse bibliographique - Notions « d'intérêt public majeur » et « d'absence de solution alternative de moindre impact » dans le cadre de la séquence Éviter - Réduire - Compenser. SupAgro - DREAL LR.
- Briggs, Sam, Hudson, Malcolm D., 2013. Determination of significance in Ecological Impact Assessment: past change, current practice and future improvements. *Environ. Impact Assess. Rev.* 38, 16–25.
- Bull, J.W., Gordon, A., Law, E.A., Suttle, K.B., Milner-Gulland, E., 2014. Importance of baseline specification in evaluating conservation interventions and achieving no net loss of biodiversity. *Conserv. Biol.* 28, 799–809.
- Bull, Joseph W., Gordon, Ascelin, Watson, James E.M., Maron, Martine, 2016. Seeking convergence on the key concepts in 'no net loss' policy. *J. Appl. Ecol.* 53 (6), 1686–1693. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12726>.
- Byron, Helen J., Treweek, Joanna R., Sheate, William R., Thompson, Stewart, 2000. Road developments in the UK: an analysis of ecological assessment in environmental impact statements produced between 1993 and 1997. *J. Environ. Plan. Manag.* 43 (1), 71–97.
- Calvet, Coralie, Napoléone, Claude, Salles, Jean-Michel, 2015. The biodiversity offsetting dilemma: between economic rationales and ecological dynamics. *Sustainability* 7 (6), 7357–7378.
- Curran, Michael, Hellweg, Stefanie, Beck, Jan, 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecol. Appl.* 24 (4), 617–632. <http://dx.doi.org/10.1890/13-0243.1>.
- Drayson, K., Wood, G., Thompson, S., 2015. Assessing the quality of the ecological component of english environmental statements. *J. Environ. Manag.* 160, 241–253.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 94 (4), 306–314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2011.06.016>.
- Fahrig, Lenore, 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 34 (1), 487–515.
- Gardner, T.A., VON Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M., Pilgrim, J.D., Savy, C.E., Stephens, R.T., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G., Ten Kate, K., 2013. Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conserv. Biol.* 27 (6), 1254–1264.
- Gaston, K.J., Fuller, R.A., 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends Ecol. Evol.* 23, 14–19.
- Geneletti, Davide, 2006. Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environ. Impact Assess. Rev.* 26(3), 257–267.
- George, Clive, 1999. Testing for sustainable development through environmental assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 19 (2), 175–200.
- Gobert, J., 2015. Mesures compensatoires socio-environnementales et acceptation sociale. In: *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement*. Quae, pp. 34–45.
- Gontier, Mikael, Balfors, Berit, Mörberg, Ulla, 2006. Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction. *Environ. Impact Assess. Rev.* 26 (3), 268–286.
- Gordon, Ascelin, Bull, Joseph W., Wilcox, Chris, Maron, Martine, 2015. FORUM: perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *J. Appl. Ecol.* 52 (2), 532–537.
- Habib, T.J., Farr, D.R., Schneider, R.R., Boutin, S., 2013. Economic and ecological outcomes of flexible biodiversity offset systems. *Conserv. Biol.* 27, 1313–1323.
- Halpern, B.S., Fujita, R., 2013. Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. *Ecosphere* 4, 1–11.
- Hassan, F., Levrel, H., Scemama, P., Vaissière, A.-C., 2015. Le cadre de gouvernance américain des mesures compensatoires pour les zones humides. In: *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement*. Quae, pp. 45–58.
- Hawke, A., 2009. Report of the Independent Review of the Environment Protection and Biodiversity Conservation Act 1999.
- Jacob, Céline, Quétier, Fabien, Aronson, James, Pioch, Sylvain, Levrel, Harold, 2015. Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace: défis et perspectives, vertigo, vol. 14. Numéro 3.
- Kareksela, S., Moilanen, A., Tuominen, S., Kotiaho, J.S., 2013. Use of inverse spatial conservation prioritization to avoid biological diversity loss outside protected areas. *Conserv. Biol.* 27, 1294–1303. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12146>.
- Khera, Neeraj, Kumar, Ajay, 2010. Inclusion of biodiversity in environmental impact assessments (EIA): a case study of selected EIA reports in India. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 28 (3), 189–200.
- Kiesecker, Joseph M., Copeland, Holly, Pocerwicz, Amy, McKenney, Bruce, 2010. Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Front. Ecol. Environ.* 8 (5), 261–266.
- Kujala, H., Whitehead, A.L., Morris, W.K., Wintle, B.A., 2015. Towards strategic offsetting of biodiversity loss using spatial prioritization concepts and tools: a case study on mining impacts in Australia. *Biol. Conserv.* 192, 513–521.
- Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S., 2015. Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement: Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité. Editions Quae.
- Lucas, Marthe, 2009. La compensation environnementale, un mécanisme inefficace à améliorer. *rjenv* 34 (1), 59–68.
- Mandelik, Y., Dayan, T., Feitelson, E., 2005. Planning for biodiversity: the role of ecological impact assessment. *Conserv. Biol.* 19, 1254–1261.
- Maron, Martine, Bull, Joseph W., Evans, Megan C., Gordon, Ascelin, 2015. Locking in loss: baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biol. Conserv.* 192, 504–512.
- Maron, Martine, Hobbs, Richard J., Moilanen, Atte, Matthews, Jeffrey W., Christie, Kimberly, Gardner, Toby A., Keith, David A., Lindenmayer, David B., McAlpine, Clive A., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biol. Conserv.* 155, 141–148.
- Maron, M., Ives, C.D., Kujala, H., Bull, J.W., Maseyk, F.J., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J.E., Lentini, P.E., Gibbons, P., others, 2016. Taming a wicked problem: resolving controversies in biodiversity offsetting. *BioScience*. <http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biw038>.
- Martin, G.J., 2015. Fonctions du droit et mesures compensatoires françaises. In: *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement*. Quae, pp. 16–25.
- McKenney, Bruce A., Kiesecker, Joseph M., 2010. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environ. Manag.* 45 (1), 165–176.
- McKinney, Michael L., 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosyst.* 11 (2), 161–176. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>.
- MEA [Millennium Environmental Assessment], 2005. *Current State and Trends. Global Assessment Reports*, vol. 1. Island Press, Washington, USA.
- MEDDE [Ministère de l'Environnement, du Développement Durable et de l'Énergie], 2013. Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels (Références). Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, Paris, France.
- MEDDE [Ministère de l'Environnement, du Développement Durable et de l'Énergie], 2012. Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel. Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, Paris, France.
- Moreno-Mateos, David, Maris, Virginie, Béchet, Arnaud, Curran, Michael, 2015. The true loss caused by biodiversity offsets. *Biol. Conserv.* 192, 552–559.
- Moreno-Mateos, David, Power, Mary E., Comín, Francisco A., Yockteng, Roxana, 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol.* 10 (1), e1001247. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>.
- Morgan, Richard K., 2012. Environmental impact assessment: the state of the art. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 30 (1), 5–14.
- Palmer, M.A., Filoso, S., 2009. Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science* 325 (5940), 575–576.
- Partidario, M.R., 2015. A strategic advocacy role in SEA for sustainability. *J. Environ. Assess. Policy Manag.* 17, 1550015.
- Quétier, Fabien, Regnery, Baptiste, Levrel, Harold, 2014. No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environ. Sci. Policy* 38, 120–131.
- R development core team, 2016. *R: a Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, p. 2014.
- Regnery, B., Couvet, D., Kerbiriou, C., 2013a. Offsets and conservation of the species of the EU habitats and birds directives. *Conserv. Biol.* 27, 1335–1343.
- Regnery, B., Quétier, F., Cozannet, N., Gaucherand, S., Laroche, A., Burylo, M., Couvet, D., Kerbiriou, C., 2013b. Mesures compensatoires pour la biodiversité: comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance? *Sci. Eaux Territ. Hors-série numéro*, vol. 12, pp. 1–8.
- Samarakoon, Miriya, Rowan, John S., 2008. A critical review of environmental impact statements in Sri Lanka with particular reference to ecological impact assessment. *Environ. Manag.* 41 (3), 441–460.
- Tallis, Heather, Kennedy, Christina M., Ruckelshaus, Mary, Goldstein, Joshua, Kiesecker, Joseph M., 2015. Mitigation for one & all: an integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. *Environ. Impact Assess. Rev.* 55, 21–34.
- Tardieu, L., Roussel, S., Thompson, J.D., Labarraque, D., Salles, J.-M., 2015. Combining direct and indirect impacts to assess ecosystem service loss due to infrastructure construction. *J. Environ. Manag.* 152, 145–157.
- Thompson, J.D., 2005. *Plant Evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press on Demand.
- Thompson, S., Treweek, J.R., Thurling, D.J., 1997. The ecological component of environmental impact assessment: a critical review of british environmental statements. *J. Environ. Plan. Manag.* 40 (2), 157–172.
- Treweek, Jo, Thompson, Stewart, 1997. A review of ecological mitigation measures in UK environmental statements with respect to sustainable development. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.* 4 (1), 40–50.
- Whitehead, A.L., Kujala, H., Wintle, B.A., 2016. Dealing with cumulative biodiversity impacts in strategic environmental assessment: a new frontier for conservation planning. *Conserv. Lett.* 1–10. <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12260>.
- Wood, C., Djeddour, M., 1989. *Environmental Assessment of Policies, Plans and Programmes. Interim Report to the Commission of European Communities. EIA Centre*. University of Manchester.

Article [2]

**La prise en compte de la biodiversité dans les études d'impact : évolutions
prometteuses mais lacunaires.**

Charlotte Bigard, Baptiste Regnery, Fabien Blasco, John D. Thompson

2017

Sciences Eaux et Territoires Revue de l'Irstea, hors-série n°39.

Sciences Eaux & Territoires

La revue d'Irstea

Article hors-série numéro 39

La prise en compte de la biodiversité dans les études d'impact : évolutions prometteuses mais lacunaires

Charlotte Bigard, Baptiste Regnery,
Fabien Blasco et John D. Thompson



www.set-revue.fr



Sciences Eaux & Territoires, la revue d'Irstea

Article hors-série numéro 39 – 2017

Directeur de la publication : Pierrick Givone (par interim)

Comité éditorial : Daniel Arnault, Louis-Joseph Brossollet, Denis Cassard, Thomas Curt, Nicolas de Menthère, Alain Dutarte, André Evette, Véronique Gouy, Alain Hénaud, Ghislain Huyghe, Emmanuelle Jannès-Ober, Cédric Laize, Alette Maillard, Isabelle Méhault, Thierry Mougey et Michel Vallance.

Rédactrice en chef : Sabine Arbeille

Secrétariat de rédaction et mise en page : Valérie Pagneux

Infographie : Françoise Peyriguer

Conception de la maquette : CBat

Contact édition et administration : Irstea-DRISE-IE

1 rue Pierre-Gilles de Gennes – CS 10030

92761 Antony Cedex

Tél. : 01 40 96 61 21 – Fax : 01 40 96 61 64

E-mail : set-revue@irstea.fr

Numéro paritaire : 0511 B 07860 – Dépôt légal : à parution – N°ISSN : 2109-3016

Photo de couverture : Suivi d'une population d'*Allium Chamaemoly* dans le cadre de mesures compensatoires dans les garrigues de la Lauze, près de Montpellier © W. Perrin.



Note de l'auteur

Cet article est en partie tiré d'une de nos publications parue dans le *Journal of Environmental Management* en 2017 (Bigard *et al.*, 2017). La rédaction de cet article nous a permis d'adapter et de compléter les analyses de la publication en anglais au regard du contexte français et de mettre nos résultats en perspective par rapport aux nouvelles réglementations nationales concernant le sujet (loi Biodiversité notamment).

La prise en compte de la biodiversité dans les études d'impact : évolutions prometteuses mais lacunaires

La loi dite Grenelle 2 de 2010 et son décret d'application de 2011 ont profondément réformé le cadre de l'étude d'impact en imposant une meilleure prise en compte de la biodiversité dans les projets d'aménagement du territoire. Sur le terrain, quels effets ont eu ces politiques publiques sur les pratiques des aménageurs ? Et dans quelles mesures ont-elles permis une meilleure considération de la biodiversité ? S'appuyant sur l'analyse de quarante-deux études d'impacts réalisées de 2006 à 2016, les auteurs de cette étude dressent un premier constat.

Cadre réglementaire et limites opérationnelles de la séquence ERC (Éviter – Réduire – Compenser)

Le territoire est le support d'interactions entre les êtres vivants et leur espace de vie. L'homme, par le concept d'« aménagement durable du territoire » tente d'allier les intérêts environnementaux et politiques dans son développement. À ce titre, la biodiversité sort de sa seule conception scientifique interdisciplinaire et, en devenant un paramètre de décision des acteurs, rentre dans le « jeu territorial ».

Depuis la loi relative à la protection de la nature de 1976, la biodiversité doit être considérée dans les projets d'aménagement à travers l'évaluation de leurs impacts négatifs sur la biodiversité et la proposition de mesures d'évitement (E), de réduction (R) et de compensation (C) pour atténuer voire supprimer ces impacts (photo 1). Cependant, pour une mise en œuvre systématique de ces mesures, il faut attendre la loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement de 2010 (dite « loi Grenelle 2 ») et son décret d'application en 2011 qui réforment le processus d'évaluation environnementale en proposant plusieurs évolutions clés et en réitérant la nécessité d'appliquer la « séquence ERC »

(encadré 1). Une doctrine (MEDDE, 2012) et des lignes directrices (MEDDE, 2013) précisent comment appliquer la séquence ERC en pratique, tout en restant non contraignantes. Plus récemment, la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, dite « loi biodiversité », promulguée le 8 août 2016, rend certains éléments de la doctrine ERC réglementaires (l'équivalence écologique, le principe d'absence de perte nette...). Nous reviendrons sur les conséquences potentielles de ce nouveau texte à la fin de cet article.

Quelle évolution de la prise en compte de la biodiversité dans les études d'impact ?

Afin d'analyser la prise en compte de la biodiversité dans l'aménagement du territoire, nous avons consulté quarante-deux projets d'aménagements soumis à étude d'impact sur la période 2006-2016 qui englobe la réforme de la loi Grenelle 2 et l'entrée en vigueur de son décret d'application (juin 2012). Vingt-et-une études ont été soumises avant l'entrée en vigueur du décret d'application et vingt-et-une après (nommées respectivement « pré-réformes » et « post-réformes »). De plus, contrairement à la plupart des études qui considèrent



© S. Vanpeene (Istec)

❶ La construction d'un écopont au-dessus d'une autoroute : un exemple de mesure de réduction d'impact.

❶ LA RÉFORME DES ÉTUDES D'IMPACT

Pourquoi une réforme des études d'impact ?

La réforme des études d'impact est issue d'un contentieux européen sur la transposition de la directive 58/337/CEE concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement.

La seconde loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (dite « loi Grenelle 2 ») accompagnée du décret 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impact (entrée en vigueur le 1^{er} juin 2012), a permis d'achever la transposition de cette directive.

Quels sont les grands axes de cette réforme ?

La réforme porte sur :

1. l'élargissement du champ d'application de l'étude d'impact avec l'établissement de critères et de seuils basés sur la nature, la dimension et la localisation du projet et l'établissement d'une liste positive limitative en annexe de l'Art. R122-2 CE ;
2. la **redéfinition et l'enrichissement du contenu de l'étude d'impact** ;
3. le renforcement de l'information et de la participation des citoyens avec la simplification des procédures et la création d'une instance de mise à disposition du public avant toute décision d'autorisation ;
4. le renforcement du contrôle de l'administration : l'autorité compétente donne un avis sur le projet et de nouvelles sanctions administratives sont instaurées.

Quelles nouveautés dans le contenu des études d'impact après le Grenelle 2 ?

Tout d'abord le texte de la loi Grenelle 2 précise et renforce le **contenu minimal** requis pour l'étude d'impact (Art. L 122-3 CE). En effet, elle doit comprendre « au minimum, une description du projet, une analyse de l'état initial de la zone susceptible d'être affectée et de son environnement, l'étude des effets du projet sur l'environnement ou la santé humaine, **y compris les effets cumulés avec d'autres projets connus**, les mesures proportionnées envisagées pour éviter, réduire et, lorsque c'est possible, compenser les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine ainsi qu'une **présentation des principales modalités de suivi de ces mesures et du suivi de leurs effets** sur l'environnement ou la santé humaine ».

L'étude d'impact devra également justifier les raisons du choix opéré en exposant « **une esquisse des principales solutions de substitution** qui ont été examinées par le maître d'ouvrage et **une indication des principales raisons de son choix**, eu égard aux effets sur l'environnement ou la santé humaine ».

Quels apports du décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 ?

Le décret reprend tous les éléments du texte de la loi Grenelle 2. À travers l'Art. R 122-5 (CE), il ajoute que le contenu de l'étude d'impact doit être **proportionné à la sensibilité environnementale** de la zone susceptible d'être affectée par le projet, à l'importance et la nature des travaux, ouvrages et aménagements projetés et à leurs incidences prévisibles sur l'environnement ou la santé humaine.

Dans ce même article, le décret précise ce que la loi entend par « l'environnement » à considérer dans l'analyse de l'état initial. Cet « environnement » comprend : « la population, la faune et la flore, les sites et paysages, les biens matériels, **les continuités écologiques, les équilibres biologiques**, le patrimoine culturel et archéologique, le sol, l'eau, l'air, le bruit, les espaces naturels, agricoles, forestiers, maritimes ou de loisirs, ainsi que **les interrelations entre ces éléments** ».

► des projets d'ampleur nationale, notre échantillonnage représente ici une série de projets classiques répondant aux seuils législatifs de soumission à étude d'impact (cf. annexe de l'article R. 122-2 CE). Ces projets n'impactent donc pas forcément un élément de nature patrimonial comme une zone humide ou des espèces protégées. Par conséquent, notre échantillon d'études d'impact, pris sur un territoire de planification d'un établissement public de coopération intercommunal (Montpellier Méditerranée Métropole et quelques communes adjacentes), représente dix années d'aménagement classique d'un territoire en expansion urbaine. Sur les quarante-deux projets, trente-neuf concernent des zones d'activités concertées (activité économique ou/et habitat) ou des lotissements, deux sont des sections de routes et un est un parc photovoltaïque.

L'objectif étant de mesurer la prise en compte de la biodiversité, nous avons élaboré une grille de lecture autour de six questions (tableau 1). Trente-deux indicateurs associés aux différentes questions ont été développés pour mesurer comment la biodiversité est prise en compte au regard des exigences réglementaires. Pour ce faire, chacun des indicateurs a été noté par 0 ou 1 selon si la réponse à la question est respectivement négative ou positive. Un « index de prise en compte de la biodiversité » est calculé sur la base du rapport entre le nombre de réponses positives et le nombre total de réponses. Ainsi, un index qui tend vers 1 signifie que la biodiversité est bien intégrée dans l'étude en question.

La prise en compte de la biodiversité : une amélioration significative qui reste à nuancer

Un « effet loi » positif

La figure 1 montre qu'il y a eu une évolution nettement positive de la prise en compte de la biodiversité avec le temps ; la qualité de prise en compte de la biodiversité croît rapidement entre la date de publication de la loi et l'entrée en vigueur de son décret d'application et les études d'impact post-réformes ont des scores significativement plus élevés que les études pré-réformes. Ceci est lié à un niveau d'exigence des services instructeurs rehaussé par les nouvelles exigences réglementaires (encadré 1) et en augmentation progressive depuis. Toutefois, cette évolution est plus ou moins marquée selon les indicateurs étudiés.

Qualité de l'étude naturaliste : un état de référence cloisonné

Globalement, on observe que l'identification de l'état initial faune-flore-habitat gagne nettement en précision quand on compare les études d'impact pré et post-réformes. En effet, le nombre de groupes d'espèces étudiés augmente (les chiroptères sont désormais systématiquement étudiés), la définition de la zone d'étude est détaillée et l'étude naturaliste se fait souvent (dans quinze des vingt-et-une études post-réformes) sur une zone plus large que la zone de projet. Après la réforme, les experts font automatiquement des sorties terrain sur plusieurs saisons et les études sont bien documentées dans plus de la moitié des dossiers.

1 Grille d'analyse des études d'impact.

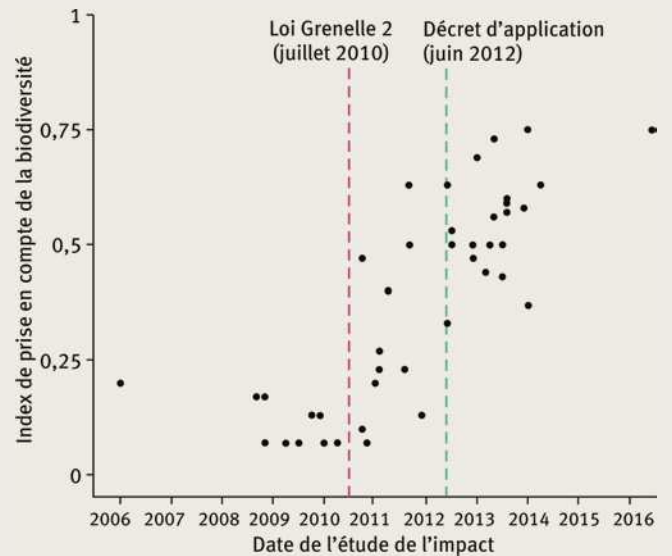
Question	Indicateurs
Est-ce que l'état initial est assez complet pour servir de référence à l'évaluation des impacts ?	<ul style="list-style-type: none"> Définition d'une zone d'étude (I1) et zone d'étude plus large que la zone de projet (I2) Inventaires complets (I3) détaillés sur tous les groupes faune (I4)-flore (I5) et les habitats (I6) et synthétisés sur une même carte (I7) Étude des connectivités écologiques locales (I8) et régionales (I9) Étude des différents niveaux de la biodiversité : population, espèce, écosystème (I10) Étude des dynamiques (I11) et des interactions écologiques (I12) Prise en compte de la biodiversité « commune » (I13)
Est-ce que les données sont pertinemment récoltées et référencées ?	<ul style="list-style-type: none"> Visite de terrain (I14) et inventaires sur plus de 2 saisons (I15) Référence aux bases de données utilisées (I16) Consultation de la littérature scientifique (I17)
Est-ce que tous les impacts sont identifiés et correctement évalués ?	<ul style="list-style-type: none"> Évaluation de la significativité des impacts (I18) Identification des impacts directs/indirects (I19), temporaires/permanents (I20) Description des effets cumulés (I21) Explication de la méthode d'évaluation des impacts (I22)
Est-ce que des solutions alternatives sont envisagées aux prémices de l'élaboration du dossier ?	<ul style="list-style-type: none"> Études des solutions alternatives de moindre impact (I23) Étude de l'alternative « sans projet » (I24)
Est-ce que les mesures proposées sont expliquées et assez détaillées pour équilibrer les pertes dues aux impacts ?	<ul style="list-style-type: none"> Description détaillée des mesures ERC (I25) et distinction claire entre les mesures (I26) Utilisation d'une méthode de dimensionnement basée sur l'équivalence entre les pertes et les gains écologiques (I27) Prise en compte du temps de latence entre les pertes et les gains (I28)
Est-ce que des propositions sont faites pour assurer la durabilité et le succès des mesures (suivi-évaluation) ?	<ul style="list-style-type: none"> Prise en compte de la probabilité de succès des mesures (I29) Définition d'un programme d'évaluation des mesures (I30) incluant des indicateurs de suivi (I31) Informations sur la pérennité des mesures (I32)

Toutefois, la zone d'étude, désormais bien définie, est plus souvent déterminée en fonction des limites d'utilisation du sol (routes, limites administratives) qu'en fonction de la répartition potentielle des espèces présentes sur le site de projet. De plus, l'étude de l'état initial se fait toujours de façon très compartimentée : espèces groupe par groupe, habitats naturels, connectivités écologiques. Une fois cette description faite, la majeure partie des espèces « communes »¹ sont évacuées (seulement dix études, dont huit post-réformes, intègrent ces dernières) et seuls les éléments naturels d'intérêt « patrimonial »² sont retenus pour la suite de l'étude. Enfin, les liens entre les échelles de la biodiversité (population, espèces, écosystème) ne sont pas faits et les interactions au sein de chaque échelle ne sont pas identifiées. La biodiversité est donc abordée de façon segmentée plutôt qu'intégrée.

L'étude des connectivités écologiques reste locale

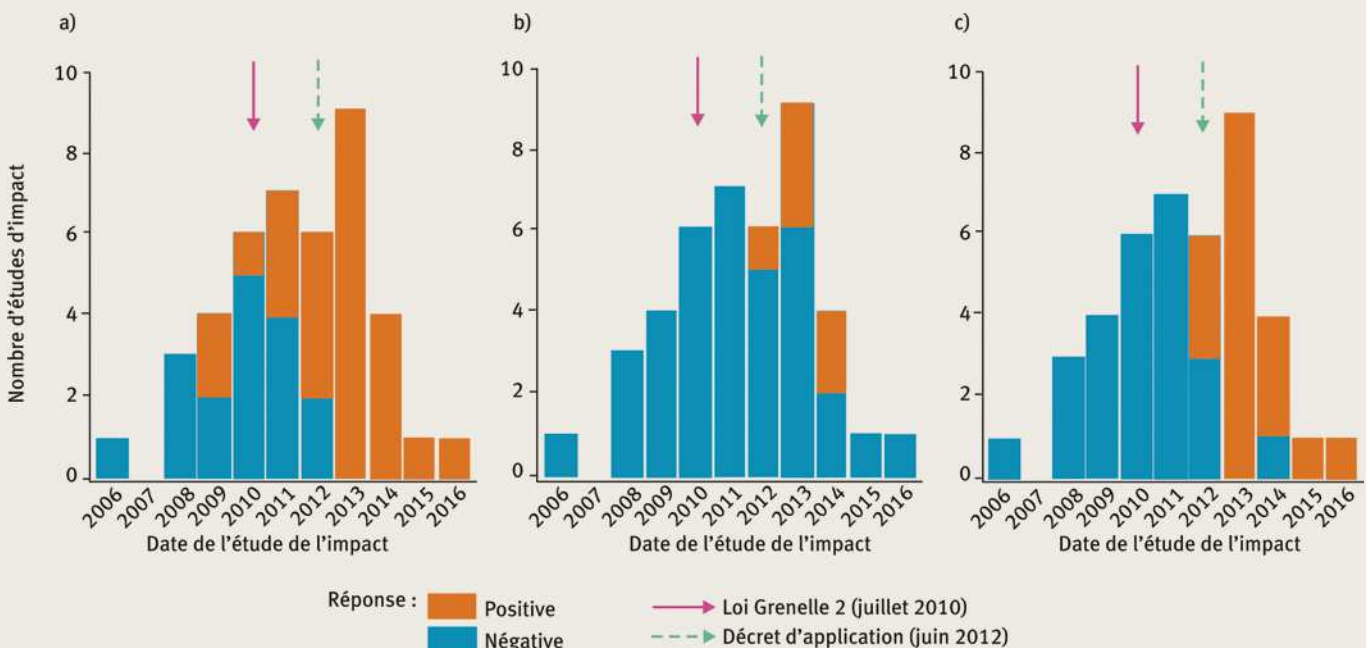
Dans l'état initial de l'étude d'impact, nous observons que les connectivités écologiques au sein de la zone d'étude (haies, alignement d'arbres) sont étudiées plus systématiquement que les continuités régionales (trames intercommunales, régionales). En effet, les continuités écologiques au sein de la zone de projet sont étudiées dans vingt-cinq dossiers dont dix-neuf post-réformes, alors que les connectivités écologiques à une échelle qui va au-delà des projets sont évoquées seulement dans sept dossiers post-réformes (figure 2, a et b). D'autre part, leur étude ne signifie pas qu'elles sont prises en compte par le projet. Parmi les vingt-cinq dossiers qui analysent les connectivités « locales », vingt identifient des continuités écologiques sur la zone de projet, et seulement cinq prennent en compte ces continuités dans les

❶ Évolution de la prise en compte de la biodiversité dans les études d'impact en fonction du temps et des évolutions réglementaires (en rouge : loi Grenelle 2 du 12 juillet 2010 ; en vert : entrée en vigueur au 1^{er} juin 2012 du décret d'application de la loi Grenelle 2).



- 1. Espèces non qualifiables de « patrimoniales ».
- 2. Espèces protégées au niveau mondial, national ou régional complétées par des espèces patrimoniales au niveau régional (souvent aussi déterminantes ZNIEFF – zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique), habitats d'intérêt communautaire (Natura 2000).

❷ Évolution dans le temps de l'étude des connectivités écologiques (a) locales et (b) régionales, et (c) des effets cumulés dans les études d'impact.



► mesures ERC proposées. Il semble donc encore y avoir une marge pour l'intégration des connectivités écologiques dans l'élaboration des projets.

Les effets cumulés, seulement mentionnés

Bien que les effets cumulés doivent être analysés et étudiés dans le dimensionnement des mesures E, R et C, aucune réelle proposition méthodologique n'a été faite pour les appréhender et les intégrer à l'application de la séquence ERC. Dans les dossiers étudiés, nous notons un net effet du temps sur la mention des effets cumulés : aucune étude pré-réforme n'en parle alors que dix-sept post-réformes les mentionnent (figure 2, c). Toutefois, parmi ces dix-sept études mentionnant les effets cumulés, douze incluent une évaluation des effets cumulés, neuf détectent des effets cumulés avec d'autres projets et seulement deux proposent de les prendre en compte dans les mesures de compensation. Ceci montre que malgré le fait que les effets cumulés constituent désormais un paragraphe quasi-systématique, ils ne sont pas toujours analysés, quantifiés et pris en compte dans la suite du raisonnement sur l'équivalence entre les pertes et les gains.

Des impacts « significatifs » ?

Dans plus de deux tiers des études, les impacts identifiés sont bien qualifiés de directs, indirects, temporaires ou permanents. Cependant la significativité de chaque impact est peu évaluée explicitement (seulement six études, trois pré-réformes et trois post-réformes) et jamais définie (à deux exceptions près). Pourtant, l'objectif de développement durable lié à la démarche d'étude d'impact est directement lié à la notion d'« impact significatif ». Cette notion seuil de significativité des impacts n'est pas définie dans la loi et ne l'est que de façon floue dans les lignes directrices³. Elle reste donc à être définie pour chacun des projets.

Des mesures ERC qui « évitent d'éviter »...

Contrairement à d'autres indicateurs, il n'y a pas de réelle évolution positive dans l'argumentaire de la partie d'analyse de solutions alternatives de moindre impact, c'est-à-dire le premier échelon de l'étape « éviter » de la séquence ERC. L'analyse est systématiquement faite sur une base socioéconomique (création d'emplois principalement) et les projets ne sont jamais remis en cause du fait de leur impact sur les milieux naturels. Dans plus de 90 % des cas, aucune solution alternative n'est même proposée. La solution « sans projet » n'est, quant à elle, jamais étudiée.

À propos des mesures ERC proposées dans la suite de l'étude d'impact, elles sont de mieux en mieux détaillées (décrites en détail dans dix-neuf dossiers post-réformes contre seulement six dossiers pré-réformes). Parmi toutes les mesures proposées dans les dossiers (soit 358 au total), la majorité sont des mesures de réduction et seulement vingt sont des mesures de compensation, cinq des mesures d'évitement, trois des mesures d'accompagnement. Ceci met en lumière la très faible quantité de mesures d'évitement. Les quelques mesures de compensation sont systématiquement en lien avec la création d'habitats naturels, de gîtes pour la faune, ou le maintien de milieux méditerranéens ouverts. Dans les neuf dossiers où les mesures de compensation ont été proposées, leur dimensionnement n'est jamais basé sur une

équivalence pertes/gains et aucune référence n'est faite au décalage temporel entre le lancement du projet et le début de la compensation écologique envisagée.

... et des mesures qui restent incertaines faute de suivi-évaluation

Le suivi-évaluation des mesures est rarement accompagné d'indicateurs de suivi (indicateurs explicités dans seulement cinq études post-réformes). Il concerne exclusivement les mesures de compensation et consiste notamment à suivre, sur le temps d'engagement de la compensation, l'évolution de l'état de conservation d'un habitat concerné par des actions de restauration écologique, à suivre l'évolution (densité et diversité) d'espèces impactées significativement par le projet, à vérifier le bon fonctionnement de gîtes installés pour la faune... En outre, il n'y a jamais de suivi-évaluation des mesures de réduction, malgré leur prévalence, et donc pas de retour d'expérience sur leur succès ou leur échec. De plus, afin de clairement identifier le succès des mesures proposées et d'évaluer si le projet atteint le *No Net Loss*, des objectifs clairs doivent être identifiés en relation avec le niveau de perte écologique, et des indicateurs précis devraient être déjà déterminés dans l'étude d'impact.

La loi Biodiversité de 2016 : la compensation ciblée

Une définition plus intégrée de la biodiversité

La loi de 2016 définit pour la première fois dans la législation française la biodiversité (article L 110-1 CE) avec ses différentes échelles d'appréciation : la diversité des espèces, la diversité entre espèces, la diversité des écosystèmes et les interactions entre les organismes vivants. Cette définition, désormais réglementaire, permettrait de décloisonner la vision de la biodiversité adoptée dans les études d'impact pour aller vers une approche plus intégrée et complexe de celle-ci qui considère notamment les interactions écologiques et les espèces « communes » en plus des espèces patrimoniales et à statut.

Quelques avancées sur l'importance de l'étape d'évitement

La loi réitère l'obligation d'appliquer les étapes d'évitement et de réduction et déclare que « si les atteintes liées au projet ne peuvent être ni évitées, ni réduites, ni compensées de façon satisfaisante, celui-ci n'est pas autorisé en l'état ». En parallèle, l'article L 122-3 est modifié de façon à ce que l'étude d'impact ne doit plus seulement « esquisser » les principales solutions de substitutions mais elle doit désormais les « décrire ». Ceci est complété par décret du 11 août 2016 qui demande l'ajout d'éléments sur l'évolution possible de l'environnement avec la mise en œuvre du projet (« scénario de référence »⁴) ainsi qu'un aperçu de l'évolution probable sans mise en œuvre. Ces modifications devraient inciter les maîtres d'ouvrage à mieux appliquer la phase d'évitement et

3. « Impacts acceptables pour le milieu, en tant qu'impacts suffisamment faibles pour ne pas devoir nécessairement être compensés », fiche 12 des lignes directrices.

4. Expression étonnante dans ce cas de figure car elle est employée de façon inversée : le scénario de référence est communément utilisé pour le scénario sans impact, sans projet.

encourager un regard de solutions alternatives au projet, et notamment l'alternative « sans projet ». En pratique, ce genre d'évolution doit être nuancé par la réalité des opérations d'aménagement dont la temporalité est très longue (temps politique, temps réglementaire). De surcroît, les incertitudes sont multiples et font évoluer le projet de façon itérative tout au long des phases préalables.

Le maître d'ouvrage poussé à suivre et évaluer ses mesures

La loi promulgue le principe de *No Net Loss* qui n'était pas encore clairement explicité en France, ainsi que la nécessité de compenser en respectant l'« équivalence écologique ». Ces précisions sont à la fois indispensables et très ambitieuses car désormais contraignantes. Pour s'assurer d'atteindre l'objectif, « l'obligation de résultat » liée aux mesures de compensation est exigée et il est précisé que les mesures doivent « être effectives pendant toute la durée des atteintes ». Afin de remplir ces obligations, le suivi-évaluation devra être mieux calibré dans les études d'impacts (définition d'indicateurs de suivi et d'objectifs précis en équivalences avec les pertes identifiées) et renforcé en pratique sur le terrain.

De plus, le renforcement du rôle de l'autorité administrative en cas de non atteinte des objectifs écologiques (article L 163-4 CE), ainsi que la demande explicite d'organiser une géolocalisation des mesures de compensation accessible au public sur internet (article L 163-5 CE) et une mise à disposition des études d'impact par voie électronique (article L 122-1 CE), ont aussi pour objectif d'inciter le maître d'ouvrage à remplir son devoir de compensation écologique en garantissant l'efficacité écologique des mesures qu'il met en place. Seul responsable, il est désormais face à un public qui peut s'informer, et face à une autorité qui a les moyens juridiques de le corriger. Toutefois, ceci ne garantit pas la bonne mise en œuvre et ne règle en aucun cas les problèmes de transfert de l'information, de la formation et de l'apprentissage.

De nouveaux outils pour assurer le succès écologique de la compensation ?

La loi définit un nouveau statut, celui d'« opérateur » de compensation, ainsi qu'un nouvel outil nommé « site naturel de compensation ». Leur combinaison permet d'aider à l'anticipation de la compensation, ce qui pourrait améliorer son efficacité écologique en réduisant le décalage temporel entre le lancement du projet et les actions de restauration écologique ou en mutualisant des surfaces de compensation par exemple. Cependant, cette évolution peut aussi avoir des inconvénients notamment sur la responsabilisation du maître d'ouvrage et sur le respect de chacune des étapes avec une facilitation pour aller directement à l'étape de la compensation. La question de l'équivalence écologique et des méthodes qui seront utilisées dans ce nouveau système de gouvernance restent en suspens malgré les décrets du 28 février 2017⁵.

Les parents pauvres de la loi biodiversité

La loi ne revient pas sur le devoir d'identification des effets cumulés qui était un ajout législatif de la loi Grenelle 2 mais qui reste non traité. Se pose aussi la question de l'aménagement diffus qui constitue plus de la moitié

de la surface artificialisée entre 2006 et 2014 en France (Agreste, 2015), et qui dans la majorité des cas échappe à la nomenclature des études d'impact. De plus, la loi se concentre quasiment exclusivement sur la compensation écologique, mettant de côté le sujet de l'évitement et de la réduction, alors que des avancés auraient pu être envisagées (incitations pour l'évaluation des mesures de réduction, outils d'aide à l'anticipation de l'évitement...). Finalement, la loi biodiversité pose des objectifs globaux pour la séquence ERC et apporte des avancées par rapport aux lacunes identifiées dans notre étude, mais par son approche étroite, centrée sur la compensation écologique, elle ne semble pas tout à fait donner les outils qui correspondent à l'accomplissement de ses objectifs. Par ailleurs, la communauté scientifique et les organisations non gouvernementales se rejoignent sur le fait que la compensation ne permettra pas d'atteindre l'objectif du *No Net Loss* pour des raisons écologiques, éthiques, économiques, sociales et de gouvernance. Il faut désormais renforcer la démarche d'anticipation et de priorisation de la séquence ERC avec une application accrue de la phase d'évitement.

Changer d'échelle : une perspective pour atteindre l'absence de perte nette

Les interrogations que nous soulevons s'insèrent dans une problématique plus large de comment passer d'une logique coercitive d'application simple de la réglementation à un changement culturel et à une prise de conscience des acteurs de la production du cadre bâti.

Nous avons vu que suite à la loi Grenelle 2, les études d'impact proposent une meilleure prise en compte de la biodiversité en rendant les projets plus « perméables ». Cependant, par sa logique d'échelle très localisée (celle des projets), un certain nombre de composantes de la biodiversité et de fonctions écologiques reste peu ou non-traité ; les continuités écologiques (ou trames vertes et bleues) et les impacts cumulés sur des populations d'espèces qui subissent les effets de la fragmentation de leurs habitats naturels par l'accumulation d'opérations individuelles en sont des exemples par excellence.

Une échelle de réflexion plus large semblerait donc indispensable pour assurer une prise en compte plus complète de la biodiversité. En effet, prendre en compte la dynamique territoriale de la biodiversité nécessite une approche multi-scalaire, de long terme et qui se base sur une conscience des interdépendances entre milieux anthropiques et milieux naturels. Elle procède alors d'une logique de solidarité écologique (Mathevet *et al.*, 2010) – inscrit comme principe général de la loi biodiversité⁶ – entre le développement urbain et les milieux naturels et agricoles dont elle dépend.

5. Décret n° 2017-264 et n°2017-265 du 28 février 2017 relatif à l'agrément des sites naturels de compensation.

6. Art. L110-1 CE : « Le principe de solidarité écologique, qui appelle à prendre en compte, dans toute prise de décision publique ayant une incidence notable sur l'environnement des territoires concernés, les interactions des écosystèmes, des êtres vivants et des milieux naturels ou aménagés ».

Ce changement d'échelle engage aussi une nouvelle série d'interrogations concernant le territoire pertinent pour la planification de la séquence ERC : est-il pertinent de restreindre la réflexion à un territoire administratif (établissement public de coopération intercommunale, département, région) ou déjà décrit en terme d'aménagement fonctionnel du territoire (métropole fonctionnelle, aire métropolitaine) ? Peut-on s'appuyer sur des outils d'aménagement du territoire existants comme le SCOT⁷ (ou inter-SCOT), le PLU⁸ intercommunal ou le SRADDET⁹ à l'échelle d'une grande région ? Enfin, dès que l'on dépasse l'échelle projet et les frontières administratives, se pose la question cruciale des moyens financiers et humains ainsi que de l'organisation de la maîtrise d'ouvrage. Il devient alors central que projet territorial et stratégie de développement s'accordent. Ainsi, une réflexion à grande échelle dans laquelle les solutions permettant l'évitement des impacts sont recherchées en priorité serait un levier déterminant pour se rapprocher du *No Net Loss* de la biodiversité. ■

7. SCOT : schéma de cohérence territoriale.

8. PLU : plan local d'urbanisme.

9. SRADDET : schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires (loi NOTRe n° 2015-991 du 7 août 2015).

Les auteurs

Charlotte BIGARD^{1,2}

1. CNRS, UMR 5175,
Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive,
1919 route de Mende,
F-34293 Montpellier Cedex 5, France.
2. Montpellier Méditerranée Métropole
50 place Zeus, CS 39556,
F-34961 Montpellier Cedex 2, France
✉ charlotte.bigard@cefe.cnrs.fr

Baptiste REGNERY

Observatoire régional de l'environnement
Poitou-Charentes,
Téléport 4 Antarès, BP 50163,
F-86962 Futuroscope Chasseneuil Cedex, France.
✉ regnery@observatoire-environnement.org

Fabien BLASCO

Montpellier Méditerranée Métropole
50 place Zeus, CS 39556,
F-34961 Montpellier Cedex 2, France
✉ f.blasco@montpellier3m.fr

John D. THOMPSON

CNRS, UMR 5175,
Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive,
1919 route de Mende,
F-34293 Montpellier Cedex 5, France.
✉ john.thompson@cefe.cnrs.fr

EN SAVOIR PLUS...

✉ **BIGARD, C., PIOCH, S., THOMPSON, J.D.**, 2017, The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion, *Journal of Environmental Management*, n° 200, p. 35-45.

✉ **MATHEVET, R., THOMPSON, J., DELANOË, O., CHEYLAN, M., GIL-FOURRIER, C., BONNIN, M., MATHEVET, R.**, 2010, La solidarité écologique: un nouveau concept pour une gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires, *Nat. Sci. Sociétés*, n° 18, p. 424-433.

✉ **MEDDE**, 2013, Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels (RéférenceS), Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, Paris, France, <http://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/eviter-reduire-et-compenser-impacts-sur-lenvironnement>

✉ **MEDDE**, 2012, Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel, Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, Paris, France, <http://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/eviter-reduire-et-compenser-impacts-sur-lenvironnement>

✉ **PHALAN, B., HAYES, G., BROOKS, S., MARSH, D., HOWARD, P., COSTELLOE, B., VIRA, B., KOWALSKA, A., WHITAKER, S.**, 2017, Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy, *Oryx* 1-9.

✉ **QUÉTIER, F., REGNERY, B., LEVREL, H.**, 2014, No Net Loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French No Net Loss policy, *Environ. Sci. Policy*, n° 38, p. 120-131.

✉ **REGNERY, B., QUÉTIER, F., COZANNET, N., GAUCHERAND, S., LAROCHE, A., BURYLO, M., COUVET, D., KERBIRIOU, C.**, 2013, Mesures compensatoires pour la biodiversité : comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance ?, *Sciences, Eaux & Territoires*, Hors-série numéro 12, p. 1-8, <http://www.set-revue.fr/mesures-compensatoires-pour-la-biodiversite-comment-ameliorer-les-dossiers-environnementaux-et-la>

Article [3]

**De la théorie à la pratique de la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) :
Eviter ou légitimer la perte de biodiversité ?**

Charlotte Bigard, Baptiste Regnery, Sylvain Pioch, John D. Thompson

2018

Développement Durable et Territoire 9, 20.



Développement durable et territoires

Économie, géographie, politique, droit, sociologie

Vol. 9, n°1 | Mars 2018

Varia

De la théorie à la pratique de la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) : éviter ou légitimer la perte de biodiversité ?

From theory to implementation in the mitigation hierarchy: avoid or legitimise the loss of biodiversity?

Charlotte Bigard, Baptiste Regnery, Sylvain Pioch et John D. Thompson



Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/developpementdurable/12032>

ISSN : 1772-9971

Éditeur

Association DD&T

Ce document vous est offert par Bibliothèque Interuniversitaire de Montpellier



Référence électronique

Charlotte Bigard, Baptiste Regnery, Sylvain Pioch et John D. Thompson, « De la théorie à la pratique de la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) : éviter ou légitimer la perte de biodiversité ? », *Développement durable et territoires* [En ligne], Vol. 9, n°1 | Mars 2018, mis en ligne le 30 mars 2018, consulté le 05 avril 2018. URL : <http://journals.openedition.org/developpementdurable/12032>

Ce document a été généré automatiquement le 5 avril 2018.



Développement Durable et Territoires est mis à disposition selon les termes de la licence Creative Commons Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale 4.0 International.

De la théorie à la pratique de la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) : éviter ou légitimer la perte de biodiversité ?

From theory to implementation in the mitigation hierarchy: avoid or legitimise the loss of biodiversity?

Charlotte Bigard, Baptiste Regnery, Sylvain Pioch et John D. Thompson

- 1 La séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) est un instrument réglementaire de politique publique environnementale. Elle est apparue en 1972 aux États-Unis dans le *Clean Water Act* (Hough et Robertson, 2009), puis en 1976 en France dans la loi pour la protection de la nature. La séquence ERC a donc émergé dans un contexte global de réglementation environnementale accrue, sous l'influence de politiques néolibérales (Bonneuil, 2015) et dans un objectif commun de « développement durable ». Elle constitue un instrument de compromis pour concilier aménagement et environnement dans un système qui recherche un nouveau modèle de développement n'opposant plus l'économie et la nature (Faucheux *et al.*, 1995).
- 2 En parallèle, des travaux scientifiques sont menés pour analyser la contribution de la séquence en tant qu'outil de protection de la biodiversité en se focalisant sur les concepts et pratiques qui y sont liés, et notamment l'efficacité de la compensation écologique (Bull *et al.*, 2013 ; Curran *et al.*, 2014 ; Maron *et al.*, 2016), l'objectif d'absence de perte nette ou *no net loss* (NNL) (Quétier *et al.*, 2014 ; Maron *et al.*, 2016) et de gain net de biodiversité (Bull et Brownlie, 2015 ; Rainey *et al.*, 2015), le principe d'équivalence écologique (Quétier *et al.*, 2012) ou encore l'état de référence (Benayas *et al.*, 2009 ; Bullock *et al.*, 2011 ; Bull *et al.*, 2014 ; Maron *et al.*, 2015). La séquence ERC est aussi largement controversée par différents travaux, notamment en termes d'efficacité écologique et de capacité à atteindre l'objectif de *no net loss* qui lui est associé (Maron *et al.*, 2012 ; Aronson et Moreno-Mateos, 2015 ; Moreno-Mateos *et al.*, 2015 ; Phalan *et al.*, 2017) ou, plus récemment, en termes

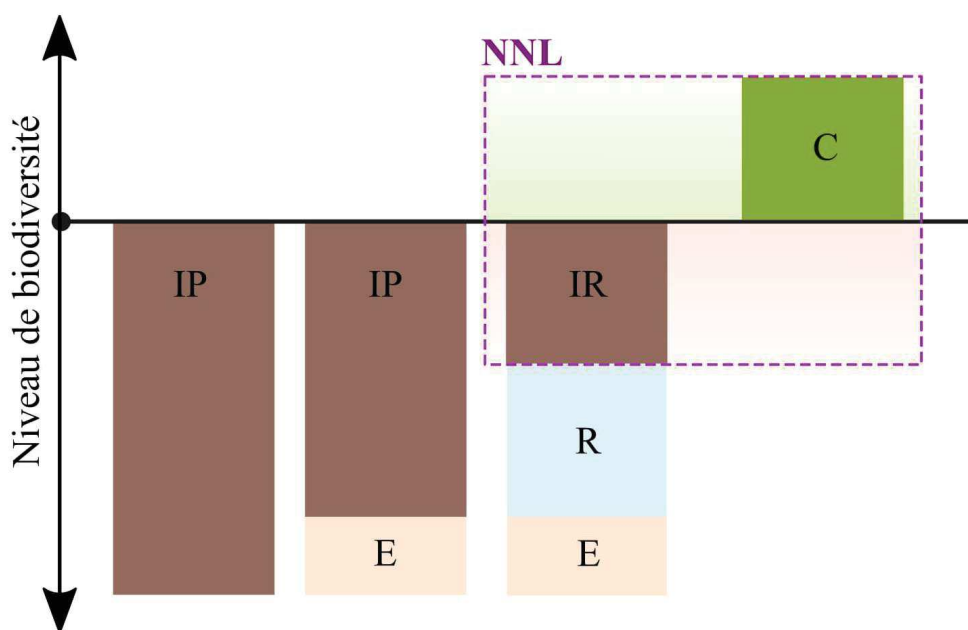
d'implications conceptuelles (Apostolopoulou et Adams, 2015 ; Bonneuil, 2015 ; Calvet *et al.*, 2015 ; Spash, 2015 ; Martin *et al.*, 2016).

- 3 Cependant le succès de l'application de la séquence ERC dépend aussi de la traduction de ces connaissances et concepts dans les politiques publiques, et de l'interprétation des textes par les acteurs du territoire. C'est l'interprétation et l'appropriation des définitions « normatives » des différentes étapes que nous étudions dans cet article en nous questionnant sur les décalages entre la norme et la pratique, ainsi que sur les causes et les conséquences potentielles des décalages sur l'efficacité écologique de la séquence ERC.
- 4 Nous revenons tout d'abord sur le principe de la séquence ERC, son histoire et les définitions qui y sont associées, puis nous étudions la façon dont sont qualifiées les mesures proposées dans les études d'impact au regard de ces définitions normatives. Nous explorons ensuite les décalages entre les mesures proposées en pratique dans les études d'impact et les définitions normatives, puis nous essayons d'expliquer ces décalages. Enfin, nous discutons des conséquences potentielles associées à ces écarts d'interprétation et nous faisons des propositions pour améliorer la cohérence entre les définitions et la proposition des mesures.

1. Historique et définitions françaises des étapes « Éviter-Réduire-Compenser »

- 5 La séquence ERC est mentionnée pour la première fois dans la loi française en 1976, cependant ses trois étapes n'y sont pas clairement définies, seul le principe de hiérarchie des mesures y est explicite : tout projet d'aménagement doit suivre une hiérarchie d'atténuation des impacts consistant à éviter¹ les impacts, les réduire et, enfin, compenser les impacts résiduels. Les lois de programmation relatives à la mise en œuvre des Grenelles de l'environnement de 2009 et 2010 replacent l'application de la séquence ERC au cœur des préoccupations, et donnent un nouvel élan à cette réglementation en réformant notamment les études d'impact. Cette réforme sera concrétisée dans un décret d'application en décembre 2011 où, pour la première fois, un objectif est assigné à l'application de la séquence ERC, celui « de conserver globalement la qualité environnementale des milieux, et si possible d'obtenir un gain net, en particulier pour les milieux dégradés, compte tenu de leur sensibilité et des objectifs généraux d'atteinte du bon état des milieux ». Grâce à la loi Biodiversité (loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages), l'objectif affiché devient l'« absence de perte nette de biodiversité » (reprenant l'objectif déjà affiché de *no net loss* dans d'autres pays du monde, comme aux États-Unis).

Figure 1. Schéma « théorique » représentant l'impact du projet à chaque étape de la séquence ERC



IP- Impacts prédis, IR- Impacts résiduels significatifs, E- Évitement, R- Réduction, C- Compensation, NNL- *No net loss*

- 6 En termes de définition des mesures E, R et C, il faut attendre la publication de la doctrine ERC pilotée par le ministère de l'Environnement en mai 2012 (MEDDE, 2012), pour avoir des définitions de chacune des étapes. Elle est issue du constat partagé en 2010 concernant la difficulté à mettre en œuvre la séquence ERC due au manque d'une vision partagée, et est le fruit de deux années de travail d'un comité de pilotage national composé d'un large panel d'acteurs (services de l'État et services déconcentrés, maîtres d'ouvrage, associations, chercheurs...). Le résultat est un texte qui fait consensus, ambitieux et partagé, car résultant de compromis entre acteurs d'horizons divers, et dont les intérêts peuvent diverger. C'est un document de référence pour l'interprétation de la loi qui a pour but de rappeler et de préciser les principes qui doivent guider les porteurs de projets et l'administration dans l'application d'ERC, et qui reflète la vision et les attentes de l'État (Hubert et Regnery, 2016). Il n'est pas opposable, mais a une portée prescriptive/normative assumée à travers son nom « doctrine », son histoire et son mode d'élaboration, son format court et synthétique et son porteur : l'État. Par la suite, des lignes directrices sont publiées en octobre 2013 (MEDDE, 2013) pour tenter d'homogénéiser les actions opérationnelles relatives à ERC et donner des pistes méthodologiques ; celles-ci reprennent paragraphe par paragraphe la doctrine ERC et la détaillent sans entraîner de modifications de ses définitions.
- 7 En pratique, la mise en œuvre de la séquence ERC s'effectue notamment à travers les « études d'impact ». Les études d'impact sont des documents imposés aux maîtres d'ouvrage dans le cadre des procédures d'aménagement pour les projets ayant une certaine nature (ZAC, ICPE, infrastructures...) et/ou une certaine ampleur en termes de surface (ces projets sont listés dans l'annexe de l'art. R1222-2 du Code de l'environnement). L'étude d'impact consiste à évaluer l'état initial du milieu qui va être affecté, les effets du projet sur ce milieu, puis à proposer des mesures ERC pour atténuer les impacts pressentis. Cette étude est de la responsabilité de l'aménageur, qui s'entoure

notamment de bureaux d'études prestataires urbanistes et naturalistes pour l'élaboration du document. Les études d'impact résultent donc d'expertises et de négociations entre les acteurs impliqués sur l'évaluation des impacts sur les milieux naturels d'un projet et sur la contrepartie à mettre en œuvre pour atténuer, voire annuler ces impacts à travers l'application de la séquence ERC.

2. Méthodologie

- 8 Nous avons mené une étude empirique de 42 études d'impact soumises à l'autorité environnementale par les responsables des projets entre 2006 et 2016 sur le territoire de la métropole de Montpellier (ou sur les communes contiguës).
- 9 Nous avons confronté les mesures ERC ainsi que les mesures d'accompagnement aux définitions de la doctrine nationale. Ces définitions sont rappelées dans le Tableau 1.

Tableau 1. Définitions « normatives » des mesures ERC d'après la doctrine ERC

Éviter	La conception d'un projet « doit tout d'abord s'attacher à éviter les impacts sur l'environnement, y compris au niveau des choix fondamentaux liés au projet (nature du projet, localisation, voire opportunité) » (p. 1). « L'évitement est la seule solution qui permet de s'assurer de la non-dégradation du milieu par le projet. Dans le processus d'élaboration du projet, il est donc indispensable que le maître d'ouvrage intègre l'environnement, et notamment les milieux naturels, dès les phases amont de choix des solutions (type de projet, localisation, choix techniques), au même titre que les enjeux économiques ou sociaux. » (p. 2)
Réduire	« La réduction intervient dans un second temps, dès lors que les impacts négatifs sur l'environnement n'ont pu être pleinement évités. Ces impacts doivent alors être suffisamment réduits, notamment par la mobilisation de solutions techniques de minimisation de l'impact à un coût raisonnable, pour ne plus constituer que des impacts négatifs résiduels les plus faibles possible. » (p. 3)
Compenser	« Les mesures compensatoires ont pour objectif d'apporter une contrepartie aux impacts résiduels négatifs (y compris les impacts résultant d'un cumul avec d'autres projets) qui n'ont pu être évités ou suffisamment réduits. [...] Elles doivent permettre de maintenir, voire, le cas échéant, d'améliorer la qualité environnementale des milieux naturels concernés à l'échelle territoriale pertinente. » Elles doivent être « au moins équivalentes », « faisables », et « efficaces ». (p. 6)
Accompagner	« Les mesures, dites "d'accompagnement" (acquisitions de connaissance, définition d'une stratégie de conservation plus globale, mise en place d'un arrêté de protection de biotope qui relève en fait des pouvoirs de l'État ou des collectivités...), peuvent être définies pour améliorer l'efficacité ou donner des garanties supplémentaires de succès environnemental aux mesures compensatoires. » (p. 7)
Suivi	« Le programme de suivi [...] doit permettre de s'assurer de la pérennité de leurs [les mesures de réduction et de compensation] effets. » (p. 8)

Source : MEDDE, 2012

- 10 Afin d'analyser l'interprétation des définitions normatives des étapes de la séquence ERC par les acteurs du territoire, notre réflexion se base sur la façon dont chacune des étapes est définie dans les études d'impact, et l'adéquation de cette utilisation avec ce que préconise la doctrine nationale. Pour cela, un relevé systématique des mesures E, R, C et d'accompagnement est fait dans chacune des études d'impact. Chaque mesure est tout d'abord classée selon la façon dont elle est définie par les rédacteurs de l'étude d'impact (éviter, réduire, compensation, accompagnement, suivi ou « non qualifié »), puis reclassée selon les définitions normatives données par la doctrine ERC (MEDDE, 2012). Le reclassement suit les règles suivantes :
- si la mesure supprime complètement l'impact, qu'il soit direct, indirect, temporaire ou permanent, sur la cible (l'espèce, l'habitat...), alors elle peut être considérée comme de l'évitement. Par exemple, la modification de l'emprise d'un projet pour éviter l'intégralité de ses impacts sur une station de flore à enjeux est une mesure d'évitement ;
 - si la mesure supprime en partie l'impact, c'est une mesure de réduction. Par exemple, si la station de flore à enjeux n'est pas retirée du projet, mais qu'elle est intégrée au projet en étant maintenue sur le site, alors c'est une mesure de réduction : la station est maintenue, mais de multiples effets négatifs inhérents au futur projet qui se développera autour impacteront la population en question. Une autre mesure de réduction peut être l'installation de nichoirs sur le site de projet destinés à des espèces d'oiseaux impactés par ce dernier ;
 - si la mesure résulte en une plus-value écologique équivalente à la perte engendrée par le projet, alors elle peut être considérée comme une mesure de compensation. Par exemple, il semblerait que la mise en œuvre d'une mesure « sur site impacté » relève plutôt d'un amoindrissement de l'impact résiduel (mesure de réduction) que d'une véritable contrepartie correspondant à de la compensation. En revanche, une mesure de compensation pourrait être la restauration écologique d'un habitat naturel sur un site naturel distinct du site impacté, dans l'objectif que des populations d'espèces impactées s'y redéployent ;
 - une mesure d'accompagnement a pour objectif d'améliorer l'efficacité ou de donner des garanties supplémentaires aux mesures compensatoires.
- 11 En complément de l'analyse des mesures inscrites dans les études d'impact, nous avons examiné le contenu des avis d'autorité environnementale (Ae) signés par le préfet, relatifs à chaque projet (sauf quatre projets dont les avis n'ont pas été retrouvés). Les avis d'Ae sont rédigés pour informer le public sur la qualité du dossier. Ils peuvent être tacites (sans observation), ou détaillés (avec une analyse détaillée de la qualité de l'étude). À travers les avis détaillés, l'Ae résume le projet, ses objectifs et ses enjeux, elle s'exprime sur la qualité de l'étude d'impact, sur la prise en compte de l'environnement et fait des recommandations. Juridiquement, si les avis sont « non conformes », les recommandations peuvent être prises en compte par le maître d'ouvrage, mais il n'y a pas d'obligation à cela. La lecture de ces avis nous permet d'apprécier si l'Ae s'exprime sur les mesures proposées, et notamment si elle note des problèmes concernant la qualification de ces mesures. Cette analyse complémentaire nous permet donc d'évaluer si des modifications à l'étude d'impact seront potentiellement apportées dans la suite de la démarche d'aménagement.
- 12 Enfin, dans cette étude, notre propos se focalise sur l'analyse de la partie « milieux naturels » des études d'impact et des avis. Ce choix est fait, car aujourd'hui, la biodiversité (à travers l'étude de la faune, la flore, des habitats naturels et des

fonctionnalités écologiques) est l'élément qui questionne le plus dans l'évaluation des impacts des projets, peut-être parce que les exigences réglementaires sont de plus en plus strictes à ce sujet, mais aussi parce que ce sont des questions relatives au vivant, complexe et incertain, qui nécessitent une expertise particulière.

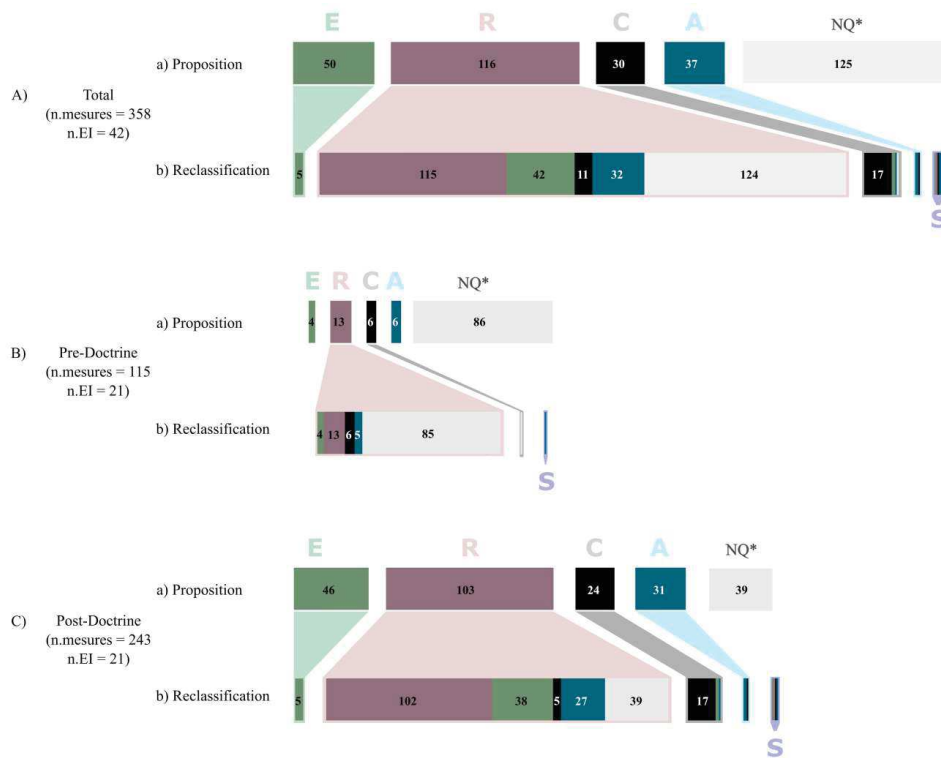
3. Résultats

- 13 Nous analysons tout d'abord la façon dont sont utilisées et interprétées les définitions de la doctrine par les acteurs, puis l'apport de la doctrine en termes de compréhension des étapes E, R et C par les praticiens. Enfin, sur la base d'exemples, nous étudions les ambiguïtés récurrentes entre les différents types de mesures.

3.1. Entre 2006 et 2016 : 60 % de confusion et une prédominance des mesures de réduction

- 14 Au total, 358 mesures ont été relevées, 14 % représentent des mesures d'évitement, 32 % des mesures de réduction, 8 % des mesures de compensation, 10 % des mesures d'accompagnement et 35 % sont proposées sans qualification précise (Figure 1Aa). Après reclassification selon les définitions de la doctrine (Figure 1Ab), 90 % des mesures sont des mesures de réduction, 6 % des mesures de compensation et les mesures d'évitement, d'accompagnement, et de suivi représentent chacune environ 1 %. Nous observons donc que dans 60 % des cas, les qualifications données dans l'étude d'impact ne correspondent pas aux définitions de référence nationale. Par exemple, 50 mesures sont qualifiées de mesures d'évitement dans les études d'impact, alors que 42 d'entre elles relèvent plutôt de mesures de réduction, car elles amoindrissent les impacts, plus qu'elles ne les évitent. Il s'agit par exemple des mesures suivantes : l'adaptation du calendrier des travaux au cycle de vie des espèces à enjeux, la plantation d'essences végétales locales dans les espaces verts du projet, le maintien d'une partie fonctionnelle d'un corridor écologique (ex. : maintien d'une haie au sein de la zone aménagée pour le projet), ou encore la lutte contre les espèces envahissantes.

Figure 2.



a) mesures proposées dans les études d'impact, et b) mesures reclassées selon les définitions de la doctrine ERC – A) dans toutes les études d'impact, B) dans les 21 études pré-doctrine, C) dans les 21 études post-doctrine. Mesures : E = Éviter, R = Réduire, C = Compenser, A = Accompagnement, S = Suivi, NQ = « Non qualifiées » (*i.e.*, non définies comme appartenant à un type de mesure spécifique dans l'étude d'impact)

- 15 L'analyse des avis d'autorité environnementale montre qu'environ la moitié des avis sont des avis tacites (ou avis « sans observation », les services de l'État ne se prononcent pas). Dans les avis non tacites, l'autorité environnementale ne préconise jamais de redéfinir les mesures proposées. En revanche, elle conseille quelquefois de mieux détailler les mesures ou d'ajouter une mesure de réduction (dans trois cas), ou une mesure de compensation (dans deux cas). Les cinq mesures demandées en ajout ne seront pas intégrées dans notre analyse, car d'une part il n'est pas sûr que le maître d'ouvrage les intègre (l'avis étant non conforme), d'autre part ce ne sont que cinq mesures sur un total de 358 mesures, ce qui ne biaisera pas le raisonnement si celles-ci sont finalement intégrées.

3.2. Un faible effet de la publication de la doctrine ERC sur les défauts d'interprétation

- 16 Parmi les 42 études d'impact, 21 ont été soumises à l'autorité environnementale avant la publication de la doctrine ERC (« pré-doctrine »), 21 après (« post-doctrine »). La comparaison des deux groupes d'études d'impact nous permet tout d'abord d'observer que les études post-doctrine (Figure 1C) proposent plus de deux fois plus de mesures que les études pré-doctrine (Figure 1B), avec respectivement 243 et 115 mesures proposées. De plus, le nombre de mesures « non qualifiées » (notées « NQ » sur les figures) diminue après la doctrine. Ces résultats suggèrent un effet positif de la doctrine. Cependant, nous

observons que dans les deux groupes le défaut d'interprétation des définitions des mesures reste élevé.

- 17 En effet, dans les 115 mesures proposées par les études pré-doctrine, 86 (75 %) ne sont rattachées ni à de l'évitement, ni à de la réduction, ni à de la compensation, il s'agit de mesures non qualifiées. Une fois reclassées selon les définitions nationales (Figure 1Ba), 85 mesures non qualifiées sont des mesures de réduction et une mesure représente de la compensation. Les 29 mesures qui font l'objet d'une qualification dans les études d'impact sont réparties en : 4 mesures d'évitement, 13 de réduction, 6 de compensation et 6 d'accompagnement, et ne correspondent finalement qu'à des mesures de réduction après reclassification, à une exception près (Figure 1Bb).
- 18 Concernant les 243 mesures proposées dans les études post-doctrine, nous notons qu'au total 16 % des mesures ne sont pas qualifiées et 48 % sont mal qualifiées. Parmi les mesures qualifiées : 46 sont des mesures d'évitement, 103 des mesures de réduction, 24 des mesures de compensation et 31 des mesures d'accompagnement (Figure 1Ca). Après reclassification, plus de 84 % sont en fait des mesures de réduction (Figure 1Cb).
- 19 De plus, pour chacune des études d'impact post-doctrine, nous remarquons que sur les 21 études, 15 proposent initialement des mesures d'évitement (Tableau 2). Sur ces 15, seulement 5 en font vraiment, toutes les autres commencent à appliquer la séquence directement au stade de la réduction. Or, pour ne pas dériver vers un droit à détruire, la séquence ERC est censée être appliquée dans son ensemble, c'est-à-dire en commençant par l'évitement (McKenney et Kiesecker, 2010). De plus, dans 13 cas sur 21, les mesures de réduction ne sont pas suivies de compensation, ce qui sous-entend que l'impact résiduel n'est pas significatif, or la significativité des impacts est très rarement définie dans les études d'impact (Bigard *et al.*, 2017a). Cela pose donc la question de la légitimation de la prise en compte de la biodiversité via l'application de ce triptyque. En effet, ces confusions se font au détriment de la phase essentielle d'évitement de l'impact et au détriment d'une évaluation claire des impacts résiduels significatifs à compenser.

Tableau 2.

Études d'impact	a) Proposition					b) Reclassification				
	E	R	C	A	NQ	E	R	C	A	S
EI 1	1	6	3	1			7	4		
EI 2		4					4			
EI 3	2	6		3		1	10			
EI 4	1	5					6			
EI 5	2	6	3	2			12	1		
EI 6		4	2				4	2		
EI 7	3	6	3			1	8	2	1	
EI 8	5	4	2	2			11		1	1
EI 9		2		6			8			
EI 10					16		16			
EI 11	1	2					3			
EI 12					10		10			
EI 13	1	5	5	2		1	7	4		1
EI 14	19	6	1				23	2		1
EI 15	4	6					10			
EI 16	3	5					8			
EI 17	1	9		1			10			1
EI 18	1				13		14			
EI 19		8		7			15			
EI 20	1	7	2			1	7	2		
EI 21	1	12	3	7		1	18	3	1	

Pour chacune des études d'impact post-doctrine : a) mesures proposées dans les études d'impact, et b) mesures reclassées selon les définitions de la doctrine ERC pour les 21 études post-doctrine. Mesures : E = Éviter, R = Réduire, C = Compenser, A = Accompagnement, S = Suivi, NQ = « Non qualifiées » (*i.e.*, non définies comme appartenant à un type de mesure spécifique dans l'étude d'impact)

- 20 Pour résumer, la publication de la doctrine semble avoir poussé les rédacteurs des études d'impact à proposer plus de mesures, à les diversifier et à mieux séquencer chaque étape en assignant plus systématiquement une qualification (E, R, C ou A) à chacune des mesures. Néanmoins, elle n'a pas engendré une diminution significative des hétérogénéités d'interprétation, et ces confusions se font aux dépens de la phase d'évitement et d'une compensation écologique adaptée. Ces constats nous mènent à la question suivante : pourquoi demeure-t-il une telle hétérogénéité d'interprétation des définitions de la doctrine dans les études d'impact ?

3.3. Des définitions claires en théorie, mais ambiguës en pratique ?

- 21 L'analyse des mesures proposées dans les études d'impact, puis reclassées, nous a permis de questionner chacune des définitions données par la doctrine et d'identifier les ambiguïtés récurrentes.

3.3.1. De l'évitement à la réduction, il n'y a qu'un pas

- 22 Tout d'abord, l'évitement est présenté dans la doctrine comme pouvant résulter d'un choix d'opportunité, de choix quant à la localisation ou de choix techniques. Dans notre échantillon, sur 50 mesures d'évitement proposées au total, seulement cinq sont réellement des mesures d'évitement (*i.e.*, supprimant intégralement un impact). Quatre

des cinq mesures consistent en une réduction de l'emprise du projet, la cinquième consiste à maintenir une grande zone à enjeu écologique sur le site de projet. Tous ces évitements correspondent à un choix de localisation. Lors de la reclassification des mesures, nous nous sommes souvent confrontés à une ambiguïté entre des mesures consistant à maintenir une zone à enjeux sur le site du projet et le choix de diminuer l'emprise du projet pour ne pas affecter une zone à enjeux. Maintenir les zones naturelles à enjeux sur le site de projet, tout en prévoyant d'aménager autour, est souvent considéré comme une mesure d'évitement. Cependant, d'après la définition normative, une mesure d'évitement est censée supprimer l'impact (qu'il soit direct, indirect, temporaire ou permanent). En effet, l'aménagement d'un site réduit nettement la fonctionnalité des zones naturelles maintenues en son sein. Ce type de mesure semble donc relever davantage de l'étape de réduction que de l'étape d'évitement des impacts. À l'inverse, lorsque l'emprise du projet est redessinée et diminuée pour éviter une zone identifiée comme écologiquement sensible, l'impact est supprimé et nous avons considéré cette mesure comme relevant bien d'une mesure d'évitement. Cette distinction est cependant à nuancer. Dans certains cas, la modification de l'emprise ne peut aussi que réduire l'impact sur la zone, car elle sera de toute façon affectée plus ou moins directement et à plus ou moins long terme par la fragmentation des habitats naturels en question et/ou par les usages qui seront adoptés au niveau du projet qui reste à proximité (ruissellements chargés en hydrocarbure, augmentation de la fréquentation humaine, légitimation de nouveaux projets qui isoleront petit à petit une station du reste de la population de l'espèce en question).

- 23 Cet exemple semble mettre en évidence que, selon les modalités de mise en œuvre des mesures et les définitions retenues, de l'évitement à la réduction, il n'y a qu'un pas. C'est pourquoi il est important de décrire plus précisément les modalités techniques des mesures et les effets positifs et négatifs associés. Enfin, pour ce qui est des autres catégories d'évitement, un certain nombre de questions se posent. Est-il vraiment possible de supprimer un impact grâce à des solutions techniques alternatives ? Est-il souvent envisagé de « ne pas faire » sur la base de critères écologiques ou est-ce que l'enjeu économique-politique de l'opération est toujours prédominant ? Comment être sûr que le choix d'opportunité n'engendrera pas un transfert de l'impact ailleurs sur le territoire ou au-delà des frontières nationales/européennes (délocalisation de l'activité qui n'a pas pu s'implanter en France) ?

3.3.2. De l'impact résiduel significatif à la compensation : un lien qui n'est pas manifeste

Les mesures de compensation représentent, après reclassification, 6 % du total des mesures et correspondent majoritairement à des actions de préservation de milieux en bon état de conservation sur un site différent, contigu ou proche, avec des mesures de restauration écologique ponctuelles telles que la création de mares ou de gîtes pour la petite faune et le renforcement de méta-populations d'espèces patrimoniales.

Une grande partie des confusions concernent les mesures de compensation mises en place sur le site même du projet. En effet, il est difficile de concevoir qu'on puisse préserver ou restaurer un habitat là où l'impact a lieu, ou alors les gains des mesures compensatoires seront eux aussi amputés de l'impact résiduel du projet en fonctionnement : pollutions diffuses, fréquentation ou aménagements futurs légitimés par le projet en question. Certaines actions de restauration ou de réhabilitation

écologique en fin de vie des projets sont également qualifiées dans les dossiers de mesures compensatoires. Cependant, de telles actions, intervenant seulement après que les impacts du projet ont eu lieu, ne permettent pas de prendre en compte les pertes intermédiaires qui sont pourtant une des exigences de la compensation écologique (Regnery, 2017). Ainsi, il semblerait que la mise en œuvre d'une mesure « sur site » relève plutôt d'un amoindrissement de l'impact résiduel (mesure de réduction) que d'une véritable contrepartie. Enfin, dans deux tiers des cas la réduction n'est pas accompagnée de compensation (Tableau 2). Ceci signifie que les impacts résiduels sont considérés comme non significatifs, et donc ne nécessitant pas d'être compensés. Or nous pouvons nous interroger sur la réelle « significativité » des impacts résiduels, cette notion étant très rarement définie et explicitée dans les études d'impact.

3.3.3. Accompagner quoi et pour quoi ?

- 24 Dans notre étude, nous constatons qu'un grand flou règne sur les mesures d'accompagnement, qui dans 86 % des cas où elles sont proposées, correspondent plutôt à des mesures de réduction. Ceci est d'autant plus surprenant que selon la doctrine, les mesures d'accompagnement sont censées améliorer l'efficacité des mesures de compensation. Leur définition peut cependant être discutée, car elle reste assez large et n'est pas précisée par la loi biodiversité. De plus, en pratique, on note que certains bureaux d'études naturalistes les définissent comme des mesures plus expérimentales que les mesures classiques, dont les résultats sont incertains et donc dont le succès écologique n'est pas assuré. Ainsi, les mesures d'accompagnement nous paraissent être une catégorie « fourre-tout » dont il est complexe, aujourd'hui, de donner une définition unique et claire. De surcroît, ces mesures ne s'inscrivent pas dans un cadre réglementaire ou législatif obligatoire, mais sont pourtant très utilisées en pratique.
- 25 Finalement, nos résultats mettent en évidence qu'en pratique l'application de la séquence ERC diffère du schéma théorique (Figure 1) et laisse présager une perte nette de biodiversité (Figure 3).

et politiques et nécessite plus d'argent et de temps. Le choix de mettre en place des mesures d'évitement ou de compensation n'est donc pas anodin pour l'aménageur, et les ambiguïtés dans les définitions peuvent laisser une certaine marge de manœuvre dans l'interprétation pour contourner des problèmes opérationnels pratiques et/ou économiques.

- 28 Le problème principal de cette confusion dans la hiérarchie des mesures est que cela impacte l'efficacité écologique de la séquence ERC, notamment par l'absence récurrente de véritables mesures d'évitement ou de compensation, mais aussi parce que la réussite des mesures prévues n'est pas systématiquement assurée. Ceci nous amène à faire plusieurs propositions, visant à la fois des clarifications conceptuelles, ainsi que la mise en place de mesures opérationnelles et de suivi, afin d'améliorer l'efficacité écologique de la séquence ERC.

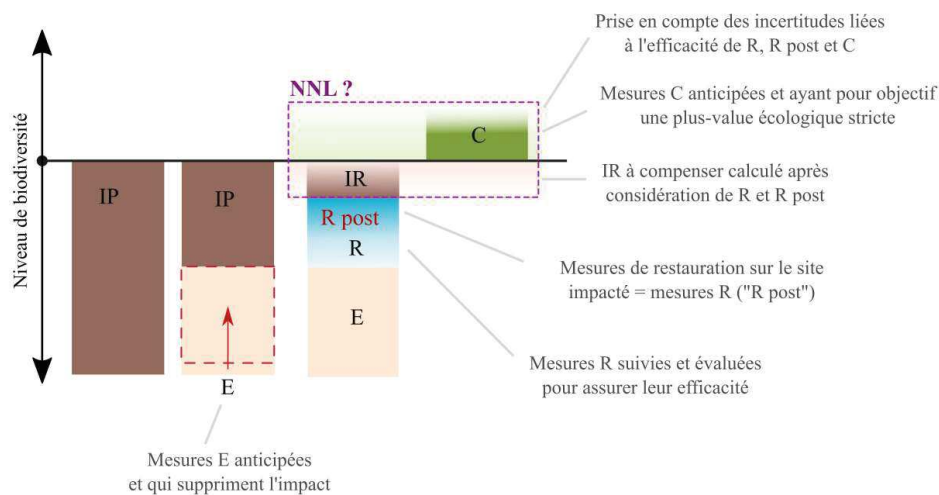
5. Propositions : les clarifications conceptuelles nécessaires et les mesures opérationnelles et de suivi à mettre en œuvre

- 29 Du préprojet à la mise en œuvre des mesures, en passant par l'élaboration de l'étude d'impact et l'instruction des dossiers, la séquence ERC implique de nombreux acteurs différents. Les confusions à propos de l'élaboration de mesures pour les différentes phases de la séquence ERC traduisent et engendrent donc potentiellement des problèmes de compréhension entre les acteurs qui ne peuvent que compliquer la prise en charge de la biodiversité par la séquence ERC, et donc empêcher d'atteindre l'objectif d'« absence de perte nette » inscrite depuis le 8 août 2016 dans la loi Biodiversité. Les imprécisions normatives pour l'identification des différentes étapes de la séquence ERC pourraient aussi laisser d'autant plus de place à des rapports de forces déséquilibrés et à des jeux de pouvoir entre les acteurs de la séquence (Williams et Dupuy, 2017). Ceci peut ensuite être déterminant sur le contenu et l'efficacité de l'étude d'impact (Cashmore et Axelsson, 2013 ; Cashmore et Richardson, 2013 ; Runhaar *et al.*, 2013).
- 30 En outre, il est nécessaire d'améliorer certains points des définitions de la doctrine afin de les clarifier, mais aussi certaines pratiques.
- 31 En termes de définition, nous avons pu constater que l'application de mesures de restauration ou de réhabilitation écologique en fin de vie d'un projet était parfois considérée comme une mesure compensatoire. Ce phénomène, qui rejoint d'autres observations dans le cadre des dérogations aux interdictions de destruction d'espèces protégées (Regnery *et al.*, 2013a), risque de se prolonger dans les années à venir. En effet, les définitions de la doctrine nationale ou des lignes directrices ERC sur les mesures de réduction et de compensation ne permettent pas une distinction claire sur ce point, comme le propose pourtant le Business et Biodiversity Offsets Programme (BBOP) à l'échelle internationale. Par ailleurs, la loi biodiversité énonce que les mesures de compensation doivent être « mises en œuvre en priorité sur le site endommagé ou, en tout état de cause, à proximité de celui-ci afin de garantir ses fonctionnalités de manière pérenne » (art. L. 163-1). Or, les mesures de compensation mises en œuvre sur le site endommagé ne contribuent-elles pas plutôt à réduire les impacts résiduels significatifs ? Afin de favoriser une meilleure distinction entre les mesures de réduction et de compensation, nous suggérons une harmonisation avec les standards internationaux

décrits par le BBOP. Les mesures de réduction pourraient ainsi englober : 1) une « minimisation » de l'impact qui correspond aux mesures de réduction actuelles, 2) la « réhabilitation » d'un impact sur le site de projet qui équivaut aux mesures actuellement souvent classées dans la compensation (Figure 4). Ceci aurait pour avantage un traitement des mesures de réduction à la fois distinct et non occultant vis-à-vis des mesures compensatoires. Cela permettrait également une prise en compte explicite des pertes intermédiaires à travers la mise en place de mesures compensatoires en amont du projet et en dehors du site d'impact (Regnery, 2017).

- 32 La compensation et l'évitement doivent aussi être plus clairement caractérisés : l'évitement, comme une mesure qui supprime intégralement un impact donné, la compensation comme une mesure permettant de créer une plus-value écologique nette équivalente aux impacts résiduels significatifs (explicitement identifiés et définis) sur un site qui n'est pas déjà soumis à l'impact du projet.

Figure 4. Schéma « réajusté » en vue de tendre vers l'objectif de *no net loss*



IP- Impacts prévisibles, IR- Impacts résiduels significatifs, E- Évitement, R- Réduction ou minimisation, R post- Réhabilitation ou compensation sur site, C- Compensation, NNL- *No net loss*

- 33 Dans cette même optique, nous pouvons proposer quelques pistes de réflexion en termes de mesures et d'actions opérationnelles à mettre en œuvre pour dépasser les limites identifiées.
- 34 Tout d'abord, l'évitement géographique et l'analyse de solutions alternatives sont actuellement complexes à appréhender, car la conception du projet est déjà à un stade avancé au moment de l'étude d'impact. De plus, les mesures compensatoires doivent être pensées en amont et à une échelle plus large que le site d'implantation d'un projet pour être en cohérence avec les logiques de certains processus, dynamiques et interactions écologiques, comme les connectivités écologiques. Ainsi, pour guider les maîtres d'ouvrage et pour aller vers une plus grande efficacité de la séquence ERC, la compensation et l'évitement peuvent et méritent d'être traités de façon anticipée et à une échelle territoriale (McKenney et Kiesecker, 2010 ; Regnery *et al.*, 2013b ; Kareksela *et al.*, 2013 ; Kujala *et al.*, 2015 ; Bigard *et al.*, 2017b) ; il ne faut plus attendre d'avoir mené à terme le processus de conception du projet pour amorcer l'application de la séquence ERC. Bien que complémentaire à l'approche de la séquence ERC à l'échelle de chacun des

projets, cette anticipation des questions sur l'évitement et la compensation à une échelle plus large permet de dépasser certaines limites associées aux confusions sémantiques à l'échelle des projets, de faciliter la conception de réelles mesures d'évitement et de compensation, et donc de faciliter la mise en œuvre d'une séquence ERC où l'évitement devient une priorité, et la compensation une réelle contrepartie écologique aux impacts résiduels.

- 35 De plus, qu'elles soient présentées comme de la réduction ou comme d'autres types de mesures dans l'étude d'impact, les mesures de réduction constituent la plupart des mesures proposées. Elles doivent donc être consolidées en termes de réussite environnementale par un suivi-évaluation systématique. En effet, contrairement aux mesures de compensation, les mesures de réduction des impacts sont rarement, voire jamais, accompagnées de mesures de suivi dans le temps (Bigard *et al.*, 2017a). Il n'est donc pas possible d'évaluer si elles sont bien mises en place, et le cas échéant, leur efficacité grâce au suivi d'indicateurs écologiques. Si l'efficacité écologique des mesures de réduction ne s'avérait pas à la hauteur de la réduction évaluée dans l'étude d'impact, alors la majorité des mesures proposées se résume à des intentions sans efficacité écologique contrôlée ou opposable.
- 36 Enfin, les mesures d'accompagnement nécessitent un cadrage conceptuel et pratique fort. Une étude de la jurisprudence pourrait procurer des exemples éclairants et actualisés pour identifier l'objectif de telles mesures et pour uniformiser les pratiques.
- 37 Par ailleurs, les services instructeurs, par leur rôle de régulateur, pourraient être appelés à plus de vigilance sur l'adéquation entre les définitions de la doctrine nationale et les termes employés dans chacune des études d'impact instruites.
- 38 La création d'un espace de dialogue entre les différents acteurs de la séquence ERC semble être un moyen auxiliaire et indispensable pour une amélioration des pratiques. C'est, par exemple, ce qu'a entrepris l'ex-Région Languedoc-Roussillon en mettant en place dès 2013 des groupes de travail thématiques et multi-acteurs réguliers sur la séquence ERC et son application. En effet, créer un espace favorisant les rencontres entre acteurs permet à chacun de mieux comprendre les autres points de vue, et facilite le partage des connaissances.

Conclusion

- 39 Notre étude illustre qu'un écart persiste entre les définitions normatives des mesures ERC issues d'un consensus matérialisé par la doctrine ERC en 2012, et leur interprétation par les acteurs du territoire dans les études d'impact. Bien que l'interprétation locale des normes nationales soit un processus courant (Lascoumes, 1990), l'écart observé ici semble avoir une incidence négative sur l'efficacité écologique de l'instrument ERC : absence récurrente de la phase d'évitement, réduction exacerbée mais non évaluée en termes écologiques, compensations très ponctuelles et apportant rarement une réelle contrepartie écologique à l'impact du projet. Cette incidence négative s'ajoute au fait qu'aujourd'hui, en pratique, une application partielle de la séquence ERC ne peut remettre en cause les projets (nous avons vu, par exemple, que sur les 21 projets post-doctrine, seulement 5 sont explicites sur la phase de recherche des possibilités d'évitement). D'où notre question initiale, la séquence ERC est-elle un outil qui permet réellement d'éviter la perte de biodiversité ou seulement de légitimer celle-ci ?

Autrement dit, est-ce un outil qui limite les pertes écologiques ou un outil qui permet de dépasser les limites que l'on devrait se fixer ?

- 40 Les réponses à ces questions demeurent aujourd'hui ouvertes. En effet, la loi biodiversité apporte quelques améliorations notamment pour renforcer la phase d'évitement, pour suivre et évaluer les mesures mises en œuvre ainsi que pour anticiper la compensation, mais elle se concentre particulièrement sur la phase de compensation et n'apporte aucun élément réglementaire pour mieux cadrer l'interprétation faite des mesures ERC. En outre, la publication du guide d'aide à la définition des mesures ERC par le commissariat général au développement durable en janvier 2018 (CGDD, 2018) va dans le sens d'un cadrage plus précis des définitions des mesures. Les propositions que nous formulons ici permettraient de renforcer l'efficacité écologique de la séquence ERC en lui donnant plus de garanties au-delà des promesses dont elle est porteuse.

BIBLIOGRAPHIE

- Apostolopoulou E., Adams W-M., 2015, « Biodiversity offsetting and conservation: reframing nature to save it », *Oryx*, p. 1-9.
- Aronson J., Moreno-Mateos D., 2015, « État des lieux sur les actions de restauration écologique » in Levrel H. (dir.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement*, Versailles, Quæ, coll. « Synthèses », p. 162-170.
- Benayas JMR, Newton AC, Diaz A, Bullock JM, 2009, « Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis », *Science*, vol. 325, p. 1121-1124.
- Bigard C., Pioch S., Thompson J-D., 2017a, « The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion », *Journal of Environmental Management*, vol. 200, p. 35-45.
- Bigard C., Regnery B., Blasco F., Thompson J.D., 2017b, « La prise en compte de la biodiversité dans les études d'impact : évolutions prometteuses mais lacunaires », *Sciences Eaux & Territoires, La Revue d'Irstea*, hors-série 39, 8 p.
- Bonneuil C., 2015, « Tell me where you come from, I will tell you who you are: A genealogy of biodiversity offsetting mechanisms in historical context », *Biological Conservation*, vol. 192, p. 485-491.
- Bull J-W., Brownlie S., 2015, « The transition from No Net Loss to a Net Gain of biodiversity is far from trivial », *Oryx, FirstView*, p. 1-7.
- Bull J-W., Gordon A., Law E-A., Suttle K-B., Milner-Gulland E., 2014, « Importance of baseline specification in evaluating conservation interventions and achieving no net loss of biodiversity », *Conservation Biology*, vol. 28, n° 3, p. 799-809.
- Bull J- W., Suttle K-B., Gordon A., Singh N-J., Milner-Gulland E-J., 2013, « Biodiversity offsets in theory and practice », *Oryx*, vol. 47, n° 3, p. 369-380.

- Bullock J-M., Aronson J., Newton A-C., Pywell R-F., Rey-Benayas J-M., 2011, « Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities », *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 26, n° 10, p. 541-549.
- Calvet C., Ollivier G., Napoléone C., 2015, « Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review », *Biological Conservation*, vol. 192, p. 492-503.
- Cashmore M., Axelsson A., 2013, « The mediation of environmental assessment's influence: What role for power? », *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 39, p. 5-12.
- Cashmore M., Richardson T., 2013, « Power and environmental assessment: Introduction to the special issue », *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 39, p. 1-4.
- CGDD (Commissariat général au développement durable), 2018, *Évaluation environnementale. Guide d'aide à la définition des mesures ERC*, Théma Balises, Paris, ministère de la Transition écologique et solidaire, 122 p.
- Curran M., Hellweg S., Beck J., 2014, « Is there any empirical support for biodiversity offset policy? », *Ecological Applications*, vol. 24, n° 4, p. 617-632.
- Faucheux S., Noël J.-F., 1995, *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, Paris, A. Colin.
- Hough P., Robertson M., 2009, « Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means », *Wetlands Ecology and Management*, vol. 17, n° 1, p. 15-33.
- Hubert S., Regnery B., 2016, « La démarche “éviter, réduire, compenser” : où en est-on ? Où allons-nous ? », *La Revue foncière*, n° 14, p. 7-11.
- Kareksela S., Moilanen A., Tuominen S., Kotiaho J-S., 2013, « Use of Inverse Spatial Conservation Prioritization to Avoid Biological Diversity Loss Outside Protected Areas », *Conservation Biology*, vol. 27, n° 6, p. 1294-1303.
- Kujala H., Whitehead A-L., Morris W-K., Wintle B-A., 2015, « Towards strategic offsetting of biodiversity loss using spatial prioritization concepts and tools: a case study on mining impacts in Australia », *Biological Conservation*, vol. 192, p. 513-521.
- Lascombes P., 1990, « Normes juridiques et mise en œuvre des politiques publiques », *L'Année sociologique (1940-1948)*, vol. 40, p. 43-71.
- Maron M., Bull J-W., Evans M-C., Gordon A., 2015, « Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies », *Biological Conservation*, vol. 192, p. 504-512.
- Maron M., Hobbs R-J., Moilanen A., Matthews J-W., Christie K., Gardner T-A., Keith D-A., Lindenmayer D-A., McAlpine, C-A., 2012, « Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies », *Biological Conservation*, vol. 155, p. 141-148.
- Maron M., Ives C-D., Kujala H., Bull J-W., Maseyk F-J., Bekessy S., Gordon A., Watson J-E., Lentini P-E., Gibbons P., 2016, « Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting », *BioScience*, vol. 66, p. 489-498.
- Martin J.-L., Maris V., Simberloff D-S., 2016, « The need to respect nature and its limits challenges society and conservation science », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, n° 22, p. 6105-6112.
- McKenney B-A., Kiesecker J-M., 2010, « Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks », *Environmental Management*, vol. 45, n° 1, p. 165-176.
- MEDDE (Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement), 2012, *Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel*, Paris, 9 p.

MEDDE (Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement), 2013, *Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels*, Paris, Références, 232 p.

Moreno-Mateos D., Maris V., Béchet A., Curran M., 2015, « The true loss caused by biodiversity offsets », *Biological Conservation*, vol. 192, p. 552-559.

Phalan B., Hayes G., Brooks S., Marsh D., Howard P., Costelloe B., Vira B., Kowalska A., Whitaker S., 2017, « Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy », *Oryx*, p. 1-9.

Quétier F., Quenouille B., Schwoertzig E., Gaucherand S., Lavorel S., Thiévent P., 2012, « Les enjeux de l'équivalence écologique pour la conception et le dimensionnement de mesures compensatoires d'impacts sur la biodiversité et les milieux naturels », *Sciences Eaux & Territoires*, hors-série n° 7, 7 p.

Quétier F., Regnery B., Levrel H., 2014, « No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy », *Environmental Science & Policy*, vol. 38, p. 120-131.

Rainey H-J., Pollard E-H., Dutson G., Ekstrom J-M., Livingstone S., Temple H-J., Pilgrim J-F., 2015, « A review of corporate goals of No Net Loss and Net Positive Impact on biodiversity », *Oryx*, vol. 49, n° 2, p. 232-238.

Regnery B., 2017, *La compensation écologique. Concepts et limites pour conserver la biodiversité*, Paris, Muséum national d'Histoire naturelle.

Regnery B., Couvet D., Kerbiriou C., 2013a, « Offsets and Conservation of the Species of the EU Habitats and Birds Directives », *Conservation Biology*, vol. 27, n° 6, p. 1335-1343.

Regnery B., Quétier F., Cozannet N., Gaucherand S., Laroche A., Burylo M., Couvet D., Kerbiriou C., 2013b, « Mesures compensatoires pour la biodiversité : comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance ? », *Sciences Eaux & Territoires*, hors-série n° 12, p. 1-8.

Runhaar H., van Laerhoven F., Driessen P., Arts J., 2013, « Environmental assessment in the Netherlands: effectively governing environmental protection? A discourse analysis », *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 39, p. 13-25.

Spash C.-L., 2015, « Bulldozing biodiversity: the economics of offsets and trading-in Nature », *Biological Conservation*, vol. 192, p. 541-551.

Williams A., Dupuy K., 2017, « Deciding over nature: Corruption and environmental impact assessments », *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 65, p. 118-124.

NOTES

1. Le terme employé dans la loi de 1976 était « supprimer ».

RÉSUMÉS

La séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) est devenue un instrument réglementaire important visant à concilier aménagement et préservation de l'environnement. Le succès de son application dépend notamment de l'interprétation des textes normatifs nationaux par les acteurs du territoire. Dans cet article, nous nous intéressons à l'interprétation des définitions des étapes ERC inscrites dans la doctrine nationale. L'analyse de 42 études d'impact permet de montrer qu'il existe une forte hétérogénéité d'interprétation : 60 % des mesures proposées ne correspondent pas aux définitions normatives. Ces confusions pouvant réduire l'efficacité écologique de la séquence, nous suggérons des voies d'amélioration en faveur d'une plus grande cohésion entre les définitions et les mesures proposées.

The mitigation hierarchy has become a major regulatory tool to balance urban development with environmental interest. Notably, the success of its implementation is based on the interpretation of such politics by practitioners. In this manuscript, we focus on the interpretation of French normative definitions of the three steps in the mitigation hierarchy : i.e. avoidance, reduction et offsetting. The analysis of 42 Environmental Impact Assessment (EIA) highlights important heterogeneity among interpretations : 60 % of the proposed measures in EIAs do not fit with the normative definitions. These confusions could have a negative impact on the ecological efficiency of the mitigation hierarchy. Therefore, we suggest several solutions to improve cohesion between the normative definitions et proposed measures in practice.

INDEX

Keywords : environmental impact assessment (EIA), mitigation hierarchy, no net loss (NNL), biodiversity, standards' interpretation

Mots-clés : étude d'impact, séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC), doctrine ERC, absence de perte nette, biodiversité, interprétation des normes

AUTEURS

CHARLOTTE BIGARD

Charlotte Bigard est doctorante et mène des recherches pluridisciplinaires sur l'application de la séquence ERC. Elle s'intéresse notamment à l'efficacité de cet outil réglementaire à différentes échelles d'actions : du projet à la planification de l'aménagement du territoire. UMR 5175 Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive, CNRS, Montpellier Méditerranée Métropole, charlottebigard@yahoo.fr

BAPTISTE REGNERY

Baptiste Regnery est docteur en écologie. Naturaliste et passionné par les enjeux de la transition écologique, il s'intéresse dans ses travaux aux problématiques de conservation de la biodiversité

dans le contexte de l'aménagement du territoire. Agence Régionale de la Biodiversité Nouvelle-Aquitaine Poitou-Charentes, baptiste.regnery@arb-na.fr

SYLVAIN PIOCH

Sylvain Pioch est maître de conférences, HDR en géographie et aménagement des territoires, ainsi qu'ingénieur écologue. Ses recherches portent sur l'évaluation environnementale, la gestion intégrée des zones côtières et l'écoconception des aménagements marins. UMR 5175, Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive, université de Montpellier – université Paul-Valéry Montpellier, sylvain.pioch@univ-montp3.fr

JOHN D. THOMPSON

John Thompson est directeur de recherche au CNRS. Il s'intéresse principalement à l'écologie, l'évolution et la conservation de la biodiversité méditerranéenne et s'investit dans une recherche « impliquée » à l'interface entre la recherche et la gestion fonctionnelle des espaces. UMR 5175 Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive, CNRS, john.thompson@cefe.cnrs.fr

Article [4]

Quelles réponses gestionnaires et stratégiques des intercommunalités à un nouvel instrument de politique environnementale: la séquence ERC ?

Charlotte Bigard & Maya Leroy

In Prep.

Revue visée : Politique et management public

Cf. 7.1 et 7.2, Chapitre 7

Article [5]

Elaboration of strategic landscape-scale planning to improve mitigation hierarchy implementation: an empirical case study in Southern France

Charlotte Bigard, Pierre Thiriet, Sylvain Pioch, John D. Thompson

In Prep.

Elaboration of strategic landscape-scale planning to improve mitigation hierarchy implementation: an empirical case study in Southern France

Charlotte Bigard^{a, b, *}, Pierre Thiriet^c, Sylvain Pioch^d, John D. Thompson^a

^a UMR 5175 Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier Cedex 5, France

^b Montpellier Méditerranée Métropole, 50, place Zeus, CS 39556, 34961 Montpellier CEDEX 2, France

^c Optimisation des procédés en agriculture, agroalimentaire et environnement, IRSTEA, 17 Avenue de Cucillé, 35000 Rennes

^d UMR 5175, Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, Université de Montpellier - Université Paul-Valéry Montpellier, Route de Mende, 34199 Montpellier Cedex 5, France

* Corresponding author: Charlotte Bigard, Tel. : +33(0)682374628

E-mail addresses: charlotte.bigard@cefe.cnrs.fr (C. Bigard), p.thiriet@gmail.com (P. Thiriet), sylvain.pioch@gmail.com (S. Pioch), john.thompson@cefe.cnrs.fr (J.D. Thompson)

Key words: mitigation hierarchy; conservation science; land use planning; no net loss; strategic environmental assessment

Abstract

Continued urban development is a major cause of the loss of biodiversity. In this context, the mitigation hierarchy has become an important planning tool in environmental policies of many countries to avoid, reduce and offset impacts on biodiversity. This regulation tool faces difficulties in achieving its objective of *No Net Loss* of biodiversity (NNL) due to a lack of anticipation and strategic planning by decision-makers at the territorial scale; currently a project-by-project approach involving piecemeal biodiversity offsets is employed. It is now necessary to “scale up” the mitigation hierarchy if the goal of NNL is to be attained. Based on an empirical study, and in line with the international Aichi target n°2, we propose a conceptual framework that is operational for implementing a strategic landscape planning of the mitigation hierarchy by land-use planners. Based on a GIS approach, we adapt traditional systematic conservation planning to NNL policies in order to develop spatial indices to set priorities for impact avoidance and identify sites to offset residual negative impacts. This method provides a much-needed tool to assess and improve the inclusion of cumulative impacts into the planning process and to enlighten choices about avoidance. Based on a case study of the Montpellier Metropolitan territory in Southern France, we show how the use of this method can be relevant to a territory that undergoes rapid population growth and urbanization that in turn significantly impact biodiversity. Finally we highlight the importance of conducting such research in close collaboration with practitioners and public decision-makers to limit conflicts between developers and conservation stakeholders and to ensure long-term appropriation of the methodology and implementation by planners.

1. Introduction

Habitat loss, degradation, and fragmentation due to urbanisation and consequent development represent the most immediate and tangible threats to biodiversity (Lawton and McCredie, 1995; McKinney, 2006, 2008; Sala et al., 2000). In this context, many countries have recently committed to ensure a « No Net Loss » (NNL) of biodiversity. In the face of development projects, this commitment results in the application of a mitigation hierarchy aimed at first “avoiding” environmental impacts, then “reducing” those that could not be avoided, and at the last resort, “offsetting” the residual ones (Bull et al., 2016; Hassan et al., 2015; Maron et al., 2016).

This mitigation hierarchy has received criticism regarding its environmental efficiency, social implications and ethical concerns (Gobert, 2015; Gordon et al., 2015; Levrel et al., 2015; Lucas, 2009; Maron et al., 2016; Moreno-Mateos et al., 2015). Likewise, the weight of offsetting compared to the other terms of the mitigation hierarchy raises concerns (Gardner et al., 2013; Moreno-Mateos et al., 2015). In addition, mitigation measures are proposed in the scope of the “environmental impact assessment” made for individual development projects only (Mandelik et al., 2005; Morgan, 2012; Pope et al., 2013). They are thus exclusively proposed in a project-by-project context that represents a “located” approach which does account for the multiple impacts of different projects because of its focus on individual projects and a lack of anticipation (Bigard et al., 2017).

There is thus an important need for methodology and tools that allows anticipating the future impact of land-use planning and the implementation of the three steps of the mitigation hierarchy in order to achieve no net loss (Bigard et al., 2017; BirdLife International, 2015; Copeland et al., 2007; Davis et al., 1990; Hayes, 2014; Kiesecker et al., 2010; Kujala et al., 2015; Phalan et al., 2017; Regnery et al., 2013; Tallis et al., 2015; Underwood, 2011). Several studies have demonstrated the potential conservation benefits of combining landscape-level conservation planning and offset location programs (Habib et al., 2013; Kiesecker et al., 2010, 2009; Kreitler et al., 2015; Kujala et al., 2015; Moilanen, 2013; Underwood, 2011). However, a lack of concrete applications in which anticipation for avoidance and offsetting steps are combined into a proactive, strategic perspective, makes it difficult to conclude on the efficiency of such an approach to achieve no net loss of biodiversity (Moilanen, 2013). It should also be realised here that guidelines for this decision-making process are very rare, as are criteria which identify where avoidance is most critical (Kiesecker et al., 2010). In addition, the research-implementation gap is also a challenge in this context (Arlettaz et al., 2010; Knight et al., 2008; Young et al., 2014). Effort is thus required to conduct science that is useful for practitioners in a real socio-political context; e.g. considerations of tacit knowing, practices and understanding of particular questions and issues of practitioners (Hulme, 2014; Knight et al., 2008) or methodology adjustment on the scientific side to fit practitioners needs and competences (e.g., Cabin, 2007; Margules and Pressey, 2000; Toomey et al., 2017).

A systematic approach to impact avoidance and offsetting is particularly relevant in a periurban context (Bekessy et al., 2012; Crossman et al., 2007; Gordon et al., 2009). Indeed, in areas with strong land pressure and where there are conflicts in land use between conservation, agriculture and development, objectives of species and habitat conservation often target small areas that are likely to result in weak ecological viability due to their fragmented nature. In urban and periurban situations the matrix surrounding areas of high biodiversity value may also undergo greater levels of modification that enhance simplification and reduce its ecological quality. In addition, such areas are those where land-values are often higher than areas further from major towns, making conservation issues even more conflictual.

The purpose of this paper is to develop an operational and repeatable methodology based on raw field datasets to help policy decision-makers effectuate rational choices in the implementation of the mitigation hierarchy. We propose tools to set priorities for impact avoidance and relevant offsetting of urban development in a biodiversity conservation perspective and in line with the second Aichi target that “*By 2020, at the latest, biodiversity values have been integrated into national and local development [...]*”

strategies and planning processes". In order to bridge the well-identified knowing-doing gap in conservation priority setting, we explicitly expose and discuss the choices made in the methodology framework with land-use staff in the Montpellier Metropolitan Agency (south of France) who elaborated during the period of our work a strategic urban development plan. This allows us to illustrate how the method can be applied to a concrete socio-political context to help decision-makers follow a logical sequence of choices, based on strategic questions prior to the implementation of a mitigation hierarchy for individual projects. This case study provides an example of the conditions, benefits and limits of linking applied conservation science to land-use planning issues.

2. Methods

2.1. The overall methodological approach

We propose a framework that includes a decision support tool based on spatial indicators to take into account the spatial variability of biodiversity in the implementation of the mitigation hierarchy (Fig. 1). First, we adapt methods from the systematic conservation planning literature (Margules and Pressey, 2000; Pressey and Bottrill, 2008) to select priority areas for impact avoidance and to identify alternatives for project definition (where impacts are minimised both locally and in terms of wider-scale ecological connectivity and cumulative impacts). Second, we develop spatial tools to portray biodiversity offset potential in the surrounding territory using criteria based on proximity, similarity and feasibility of mitigation measures. We deliberately do not deal with the reduction step of the mitigation hierarchy because this step has to be dimensioned and implemented at the project scale (i.e., once the project localisation is decided) and not at the strategic and territorial planning scale.

A decision support tool should be based on a multi-criteria analysis to provide objective outputs and a search for coherence among different values instead of promoting optimisation (Roy and Vincke 1989). It should also be adapted to practitioners needs in order to be implemented. Based on tools and recommendations from the systematic conservation planning literature (Margules and Pressey, 2000; Pressey and Bottrill, 2008), we analysed the political, environmental and economic contexts in which the final tool will be included to help to ensure its relevance. According to Cash et al. (2003), to become truly functional and practically effective, scientific information has to be (1) credible, i.e., authoritative and believable, (2) legitimate, by integrating the diverse values and perspectives of different stakeholders, and (3) salient, i.e., relevant and timely to decision making. To be in line with these issues and ensure the reliability of the approach we worked in close contact with the Montpellier Metropolitan Agency and with a range of stakeholders: conservation management staff, environmental consultants who provide services to developers for regulatory files, members of state agencies, data suppliers, NGOs and researchers.

With a GIS approach, which is relevant for spatial and multi-criteria analyses, we used several databases to build indicators that enable us to produce a hierarchy for conservation targets in the study area and to examine different issues that underlie the elaboration of an optimal conservation strategy (Davis et al., 1990). The databases are primarily land-use and fauna and flora raw datasets and environmental variables (Appendix 1). For the study, we included a two km buffer zone around the Montpellier Metropolitan territory perimeter in order to limit edge effects within the perimeter of the study area. Thus, the overall study area is 760 km².

2.2. Case study

This study was carried out in the Montpellier Metropolitan territory that regroups 31 municipalities (~430 000 inhabitants in a territory of 440 km²) in the South of France. This territory has had (and

continues to have) a rapid rate of population growth over the last 25 years (a population growth of +1,03% between 2006 and 2011 compared to an average +0,45% in other metropolis in France; INSEE, 2016). This occurs in a typical Mediterranean landscape mosaic of semi-natural habitats and traditional agricultural activities that comprise the non-urbanised part of this territory (Blondel et al., 2010; Thompson, 2005). This specific situation where biodiversity is inter-mixed with growing suburban areas makes the application of the mitigation hierarchy difficult, in particular the avoidance of impact and the localisation of compensation sites in a context of increasing land prices and small plots ownership.

As a public establishment for inter-municipalities cooperation, the administrative organization of Montpellier Metropolitan territory is in charge of land use planning. In France, since recent urban and environmental regulations developments (as the Solidarity and Urban renewal Act of 2000), the territorial coherence scheme (SCoT) has become the main tool for sustainable strategic inter-municipality urban planning over 15 to 20 years. This document is a plan, subject to strategic environmental assessment (SEA), which exposes and spatializes the development strategy and objectives for the territory. The administrative organization of the Montpellier Metropolitan territory is currently reviewing its SCoT, so it is particularly the appropriate time to help and support them in better taking into account environmental issues.

2.3. Evaluation of biodiversity issues for avoidance

To anticipate for avoidance, we constructed a map layer of relative ecological importance across the study area based on a combination of indicators dealing with plant and animal species' distribution and landscape characteristics. All the data used are raw datasets in order to cover the whole territory (and not only on areas with protection status or special zones of inventories). The choice of using biodiversity indicators is in line with previous studies done in the region (e.g., Vimal et al., 2012) and was also made to increase the awareness of decision-makers of the necessity of taking into account the range of species, natural habitats and landscape components of biodiversity. In addition, this choice complies with French biodiversity policy and European directives that favour habitats and species' approaches. A parallel map of anthropogenic pressure was drawn up based on the current urban development plan i.e., locations of urban and other developmental projects planned for the next 20 years. The map layer of ecological importance can thus be contrasted with a map depicting current and future development projects (Fig. 2).

2.3.1. *Species datasets and distribution*

To set species priorities we first used a species distribution model by merging fauna and flora databases comprised of GPS points provided by regional NGO's. We obtained point data for a total of 317 species (10 amphibians, 22 insects, 15 reptiles, 7 mammals, 100 plants and 163 birds, see Appendix 2) corresponding to roughly 50,000 observation points (CBNMP, 2009; DREAL, 2013). We used a generalized linear model to build a distribution model for each species. Generalized linear models ensured transparency of input parameters and intelligibility of the model. To model the distribution map we used the following environmental variables: climate, land use, watercourses and wetlands, land use diversity, pedology and relief (Appendix 1). For species with less than 10 observation points, we applied a 100-meter-buffer zone around each point. Finally, distribution maps were subjected to local expert opinion to check the consistency of the results.

2.3.2. *Species prioritisation*

We used the freely available "Zonation" conservation planning software (Moilanen et al., 2005, 2012; Moilanen and Kujala, 2006) to optimize conservation of multiple biodiversity features. This software aims at selecting priority conservation areas that maximize the representation of multiple biodiversity features at a large scale. The method is based on the concepts of irreplaceability and complementarity

(Kukkala and Moilanen, 2013) in a way that balances the abundance and presence of each species and ecological connectivity. Priorities were defined by weighting the species with their respective level of regional priority estimated by CBNMP (2009) and DREAL (2013); Appendix 2. To foster ecological network formation, we chose the standard core area zonation (CAZ) algorithm and used the distribution smoothing option (Moilanen et al., 2005; Moilanen, 2007; Moilanen and Wintle, 2006).

2.3.3. *Landscape ecology indicators*

To assess the suitability of the landscape for biodiversity, and complete the above species-based approach, we used a series of indicators associated with principles in landscape ecology to assess the fragmentation of the landscape structure and the level of connectivity between patches (Table 1). We used the map of current land-use occupation in the Montpellier Metropolitan Territory, which is publicly available and more accurate than the national equivalent (1:10 000 against 1:100 000 for CORINE Land Cover). A first set of indicators deal with landscape configuration: diversity, patch shape complexity, core area, proximity and contrast. Hypotheses on the global potential of biodiversity were made for each indicator. For instance, a very diverse landscape is considered as more favourable for the biodiversity than a homogeneous landscape. A second list of indicators concerns landscape composition in terms of scarcity and responsibility of land-use types (Table 1). Finally, indicators were developed to rank land use types with assumptions such as natural areas (garrigues, heathland and thickets, woodland) are more favourable for biodiversity than agricultural ones which is in turn more favourable than urban areas. Wetlands and their functional areas also received a higher score than other natural areas. Composition, configuration and land use characteristics indicators were combined without a weighting scheme to produce a synthetic spatialized indicator (the landscape ecology priorities map).

Indicators associated with landscape ecology were then combined with the species-based indicator with a 0.5 weighting applied to the landscape ecology indicator because of the rougher assumptions made and a less accurate raw data set. The synthesis of the two maps into an “ecological importance” map is the first synthetic key element to help decision-makers (Fig. 2). Cells are ranked from very low to high priority in five classes of 20% each. That means that the 20% of areas having the highest priority have also the highest irreplaceability.

8. 2.3.4. *Urban pressure*

Finally, we used the urban development plan of the Montpellier Metropolitan territory as a concrete indicator of pressure. This plan that depicts urbanisation over the next 2-3 decades (until 2040) and the scheduled development projects has been drawn up by decision-makers from the previous territorial coherence scheme (2006). This layer for urban development was superposed on the layer for ecological importance to identify future projects that may impact on high priority biodiversity areas and thus where an avoidance strategy should be favoured in the land use planning.

2.4. Biodiversity offset potential

In France, regulatory texts compel developers to identify offset areas close to impacted areas and to find a biophysical ecological equivalency, also known as “in-kind” approach. This requires that gains of biodiversity provided by offset measures are “ecologically” similar to the biodiversity of the impacted site in terms of composition and function in order to compensate for biodiversity losses. An offsetting programme must also be feasible, timely, performance-based, additional to existing policy targets and of sufficient duration (MEDDE, 2012; Quétier et al., 2014). Thus, in France, rules for finding where to offset are hard to generalize; each offset is very specific. Here we developed three spatial indicators to assess proximity, similarity and feasibility to help decision-makers anticipate offset options at a landscape-planning scale. These indicators aim to (i) favour the ecological success of ecological restoration and conservation action, (ii) optimize ecological similarity (or equivalence) between

biodiversity losses and “gains” from ecological restoration and (iii) assess offset feasibility in terms of land acquisition respectively.

2.4.1. Proximity to high biodiversity areas

Ecological restoration and conservation actions aim to mitigate residual biodiversity loss caused by development projects based on the assumption that it is possible to substitute a surface of natural habitat by improving the quality of the remaining habitat to attain the same “quantity” of biodiversity. To do so, offset measures have to ensure the success of restoration and conservation actions. The proximity to high biodiversity areas is essential in determining success of ecological restoration because isolated areas will receive less colonisation from outside (Hodgson et al., 2011; Quétier et al., 2014). Thus, we developed an indicator of proximity to high biodiversity areas based on distance to protected areas or other biodiversity offset sites. In this way, we mapped natural areas known as being important for biodiversity as sites under the RAMSAR convention, Natura 2000 (habitat and birds directive) and areas we identified with the highest ecological importance (top 40% of the biodiversity of the ecological importance map). A 1km-buffer around zones managed and protected was processed in order to highlight zones identified as preferential to ensure success of ecological restoration actions.

2.4.2. Ecological similarity

We identified areas with similar ecological characteristics based on a typology of the territory using species presence. For this analysis, we consulted local naturalist expertise and removed 45 ubiquitous species that occupy diverse habitats from the sample to avoid meaningless correlations. The distribution maps were crossed with a regular square grid (500m) to calculate the percentage of surface occupied by each species at the mesh scale. Following this, the grid elements were classified according to their species composition with an agglomerative hierarchical clustering (AHC). As a result, eight different classes of site that are more or less proximate in terms of species composition were created.

2.4.3. Offset feasibility

An offset feasibility map was produced to highlight the capacity for land acquisition based on cadastral parcel size and the number and type (private or public) of owners in a potential offset area. For instance, a large plot with one owner is theoretically easier to acquire and manage than several small plots with different owners. Likewise, a publicly-owned plot is easier to acquire (by a public organisation such as in our study case) than a privately-owned plot. In addition to the publicly-owned plot layer, we produce an indicator that takes into account size and number of owners for each plot (the more a plot is large with few owners, the more it is interesting from an offsetting point of view). We used the “jenks” natural breaks classification method to identify five classes. Thus, this index provides information on property compactness and thus the feasibility of acquisition. In terms of data, property datasets were available only within the administrative boundaries of the Montpellier Metropolitan territory.

3. Results

3.1. Ecological importance

The ecological importance map (Fig. 3) identifies areas that represent the highest priority for protection from development projects and thus where to propose avoidance of impacts. Remarkable and very-high (irreplaceable) classes cover 4% and 21% of the study area respectively and high biodiversity sites cover a further 22% of the study area (Fig. 4). The remarkable class occurs in piecemeal and small patches in

the wetlands in the south, many patches of garrigues at the south, the southwest and the north and some small patches on the northwest of the territory. Interestingly, 21% of the remarkable class surface and 42% of the “very high” one are outside any known ecological zoning of the territory. Finally, the remaining natural and agricultural zones are covered by the low priority classes. Low or moderate biodiversity priorities represent 27% of the study area, mostly around Montpellier, and along the middle southeast-northwest axis, i.e. suburban and agricultural zones.

The map of biodiversity stakes (Fig. 3), result of the cross of ecological importance and urban development plan, shows the location of the urbanization scheduled in the previous territorial coherence scheme (2006) and which have not yet been realised. Overlaps with areas of high ecological importance represent 60 ha with the remarkable class, 661 ha with the very high class, 687 ha with the high class and 669 ha with moderate and low classes combined. In addition, different strategic areas for development, still confidential (not mapped on Fig. 3), are currently deliberated in the Metropolitan agency and will also be taken into account in the avoidance processes. Thus, these two layers represent the potential cumulative impact on which decision makers can work to propose a less impacting and more sustainable project in terms of ecological priorities for the next decades into the incoming territorial coherence scheme.

3.2. Potential offset areas

The proximity with high biodiversity areas that are already protected or managed for ecological goals enhances the probability of restoration “success”. Fig. 5a shows where these areas occur in and around the Montpellier Metropolitan territory, and thus identifies pertinent sites for biodiversity offsetting. Sites already managed or protected for their biodiversity represent 1 752 ha in the study area with about 915 ha within the Montpellier Metropolitan boundaries. Zones important for biodiversity within the 1km buffer constitute 21 135 hectares with approximatively half of this area within the Montpellier Metropolitan territory.

The “ecological similarity” indicator helps identify biodiversity offset areas in the same broad ecological area as the impacted zone. All in all, eight similar ecological classes were identified in the Montpellier Metropolitan territory (Fig. 5b). Classes 1 and 3 are very similar and correspond to a fine-grained, hilly mosaic of agricultural areas (mainly vineyards and annual crops) and natural habitats (forests of deciduous trees, coniferous trees or Mediterranean shrub vegetation). Class 2 concerns more or less open Mediterranean forests and scrubland, and class 4, very distant from the class 1, corresponds to an agricultural plain comprised of very small plots.

In a suburban context of very high land pressure, Fig. 5c highlights areas that are the most feasible for offsets in terms of ease of acquisition or setting up conservation management contracts. These zones are primarily publically owned, large plots with few owners. Most “feasible” zones are mainly in natural and semi-natural vegetation because agricultural plots are small and scattered across the study area.

3.3. Application

A qualitative and important result of our work is that the methodological approach proposed here has been integrated (including the avoidance step). Indeed, they transcribe explicitly the mitigation hierarchy approach into the territorial coherence scheme of Montpellier Metropolitan agency, something that has not yet been observed in other urban planning documents in France (Autorité environnementale, 2016). Our indicators were then adjusted by practitioners and planners in order to fit with other issues and sectorial politics.

4. Discussion

Our work is part of a growing contemporary movement towards the need to anticipate mitigation hierarchy implementation; it is innovative in several ways. First, our study is one of the first to identify how to conjointly work towards anticipation for avoidance and offsetting. Second, as proposed by Whitehead et al. (2017), the work has been done within the scope of a real social and political context and the concrete issues of urban planners and decision makers. The scientific tools proposed here introduce a robust and repeatable basis for decision-making on the inclusion and conservation of biodiversity in the urban planning process.

4.1. From setting priorities to the search for similarity

In this paper we illustrate how the concepts and tools developed in the systematic conservation planning literature can be used to develop a form of “Systematic Mitigation Planning” (SMP). In terms of mitigation hierarchy anticipation, avoidance and offsetting require different approaches. The former has similar requirements and objectives for priority setting as in traditional reserve selection methodology, i.e., identification of spatial variation in how sites contribute to the conservation target (avoidance of impact). In contrast, systematic planning for offsetting requires important additional information and data on feasibility and efficiency, the determination of appropriate compensation targets, and also layers for specific biodiversity features, that permit a search for similarity in order to satisfy the so-called “like-for-like” or “in-kind” criterion (Kujala et al., 2015; Moilanen, 2013)

We also show that the territorial-scale is an appropriate scale for impact anticipation because it provides precise information on high biodiversity sites (including priority sites that are irreplaceable in terms of biodiversity, which means that they « cannot » be offset) that should be identified for avoidance before projects are accepted. Our results complete the available information about existent ecological zoning. Indeed, 21% of the surface of the remarkable class and 42% of the “very high” priority class are outside all previous ecological zoning. Local decision makers can thus avoid impacts early in the planning mechanism by minimizing overlaps between very high and remarkable classes of biodiversity and future urban development sites. In practice, this implies refusal or modification of the projects as part of strategic urban extensions planned in relation to avoidance priorities. Sites with low or moderate biodiversity priority classes could be proposed as more suitable for development project on ecological grounds. Obviously, economic and social dimensions have to be taken into account to confirm choices. An additional advantage of this strategic approach is that it provides a basis to anticipate cumulative impacts of small but numerous urban development projects which are currently impossible to consider in a project scale approach, but which clearly occur in many areas (e.g., Bigard et al., 2017). In promoting avoidance of impacts and minimizing cumulative impacts our methodology provides an approach that improves our capacity to work towards a no net loss objective.

In addition, our method uses three criteria to improve anticipation for biodiversity offset localisation early in the land-use planning procedure for the mitigation hierarchy. The indicator of proximity to high biodiversity sites maximises potential colonisation of offset areas (especially those subject to restoration) and could help enhance the spatial conservation strategy of the territory by grouping ecological restoration areas with existing protected zones and thus contribute to a viable ecological network. The second indicator assesses ecological similarity, i.e., areas with similar composition in terms of species presence in order to provide an “in-kind” (or “like for like”) form of offset planning. This approach should be used with caution; “in kind” seems not to be always the best solution to offset and in case-specific contexts, with a regional landscape perspective, valuable “out-of-kind” alternatives can be considered for biodiversity offsets (Bull et al., 2015; McKenney and Kiesecker, 2010). The third indicator assesses the feasibility of acquisition at a large-scale. This is important because land tenure affects the way biodiversity offsets are implemented especially for a territory such as the one we studied here which

is subject to ever-increasing pressures linked to high land values. Land acquisition allows a long-term means to assure the persistence of offset measures but it is not the only possible means to offset. A contractual approach could provide another basis to manage biodiversity offsets, especially on private land (e.g., Le Coënt et al., 2017). However, in most cases, a combination of land acquisition and a contractual approach (rarely implemented on its own) may be the most efficient approach to ensure long-term durability of an offset program. Finally, this biodiversity offset forecast would help to optimize the suitable localisation of offset measures and consequently the potential added-value produced by offset actions and minimize the time-lag between the moment of loss and the moment when offset actions are achieved.

Our SMP approach, because of the close contact among scientists, stakeholders and planners, may also contribute to a shift in attitude of decision makers from an historical project-by-project approach based on local charismatic and listed species that block project development, to a strategic and comprehensive territorial approach to protect overall biodiversity alongside landscape and ecological connectivity on a territorial scale. As Gordon et al. (2009) note, this strategic-type approach is complementary and essential for a fully effective conservation plan to be developed.

In terms of its limitations, this approach depends above all on the existence of a uniform and comprehensive data base that may not always be available (Moilanen, 2013). Where these data exist, we are also dependent on their spatial quality and attributes. The conscious choice of working on a very diverse set of species (317 species more or less “common”) is thus an ecological limitation in terms of methods and analyses. However, this choice is assumed because of the very large scale, and because of a political context in which we wanted to promote a comprehensive approach of biodiversity (and not a restrictive one based only on few charismatic species) to raise awareness of urban developers and planners. Finally, another limitation is the static vision of biodiversity. However, the purpose of the work is to help decision makers to elaborate a current urban plan. Limitations are linked to the deep seated threshold between a not-too-coarse and not-to-conceptual approach and a final tool adapted to decision.

4.2. Blending SMP with Strategic Environmental Assessment

A systematic approach to the mitigation hierarchy at a territorial scale provides a framework for decision support tool development for planners and decision-makers. This tool allows them to move from ad hoc choices for minimal avoidance and piecemeal mitigation in association with opportunities and political will, towards a proactive and systematic approach to anticipate for mitigation of urban plans’ impacts. It seeks coherence in its choices, which must be adapted to a specific territory, instead of searching for optimum solutions (Roy and Vincke, 1989).

Strategic environmental assessment (SEA) is an existing overarching concept (Brown and Thérivel, 2000) well known in the literature (Fundingsland Tetlow and Hanusch, 2012) that can be mobilized here. SEA first appeared in the 1969 US National Environmental Policy Act at the same time as Environmental Impact Assessment (EIA) (Jones et al., 2005). In Europe, it was introduced in 1980 in a report for the European commission (Wood and Djeddour, 1989) and then, into the SEA directive in 2001. Although SEA developed in association with EIA practice and philosophy, there has been a call for a conceptual distinction between them (Bina, 2007). While EIA assesses environmental impacts of projects, SEA appraises environmental impacts of policies, plans and programs, and facilitates a proactive approach due to its consideration in the early stages of decision making. In fact, the theory and practice of SEA provide for a more strategic approach, with a potential political role through its possible influence on decision-making. Thus, it can be an opportune way to more directly assess environmental issues and integrate them into the decision-making process (Partidario, 2015). SEA is also renowned for its capacity to help face larger-scale challenges that go beyond biodiversity conservation (environmental limits, cumulative impacts, ecosystem services, climate change...) and to raise awareness concerning the environmental

implications of decisions, and thus lead to a more transparent process (Fundingsland Tetlow and Hanusch, 2012).

Our test on Montpellier Mediterranean territory shows empirically how the SMP methodology suggested here can be linked successfully to SEA approach. On the one hand, SMP helps to include biodiversity in urban plan elaboration thanks to the mitigation hierarchy logic that has to be assumed in SEA: avoidance first, then reduction, and at last resort, offsetting. On the other hand, SEA allows to set biodiversity as a strategic goal in land use planning and SMP can assist and guide this initiative by helping pro-activity of the agency stimulated by the research program and by giving a concrete aspect of a very intangible issue for urban planners: the biodiversity of their territory. A more explicit inclusion of the mitigation hierarchy within SEA could thus greatly improve the promotion of avoidance at a planning stage and anticipation for biodiversity offsets in strategic decision-making.

4.3. Science that contributes to practitioners needs

It is worth noting that although the mitigation hierarchy and the no net loss objective deal with conservation science, they were initiated in political circles (Calvet et al., 2015). There is thus a strong link between our framework and policy for the mitigation hierarchy both in France (MEDDE, 2012) and worldwide (Morandea and Vilaysack, 2012). There is nevertheless a continued gap between practitioners needs and current scientific knowledge (Anonymous, 2007; Arlettaz et al., 2010), hence the critical need for methods that can be practically relayed to practitioners.

In order to respect the conditions of Cash et al. (2003) exposed previously, we built an operational method that promotes a context analysis with a complete insertion of researcher into an ongoing operational case study in order to ensure an understanding of the operational requirements of land-use planners. In addition, we worked within a multi-actor collaboration that allowed us to take into account diverse viewpoints and interests. The scientific information ensured the credibility of the work while at the same time remaining cautious concerning the importance that can be given to scientific results. The salience of the work has been acknowledged by decision-makers of Montpellier Metropolitan territory. In this respect a slight temporal lag between our work and ongoing planning highlights the remaining gap in time-scales of developments in the scientific field and the decision-making world.

In addition to the conditions of credibility, legitimacy and salience, a follow up stage is necessary after the end of the technical GIS work (Arlettaz et al., 2010). Indeed, a sustained effort is required to raise the awareness of developers, planners and decision-makers to ensure the long-term use of the method. In fact, contrary to what one may imagine, one of the principal sources of confusion with decision-makers is the choice of modelling and the GIS analysis (Roy and Vincke, 1989). Maps represent a simple, static, spatial interpretation of the real territory. They are based on data that require subjective choices and interpretations in their treatment. In addition, models simplify reality by omitting or simplifying various options. To support decision-makers choices, as socio-economic and political stakes come into play, work such this study, must be done in tandem with planners and decision-makers and in collaboration with stakeholders, if a clear operational scope is to be obtained.

5. Conclusion

Finally, our study is one of a small but growing body of studies that illustrates the importance of a strategic approach to avoidance and offsetting to more efficiently achieve no net loss. This kind of approach, if generalized, could greatly help to contribute to Aichi targets by 2020. In line with Phalan et al. (2017), and in a conservation perspective, it also aims to set in motion joint thinking by scientists and planners on how the avoidance step of the mitigation hierarchy could truly represent the first step and a major priority where biodiversity offsetting is simply not practicable.

Acknowledgements

We thank *La Ligue de Protection des Oiseaux Hérault*, le *Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles*, le *Conservatoire des Espaces Naturels - LR* and the reptile team of the CEFE for providing access to species' datasets. We specifically thank the different experts of these organisms for their contribution and interest in our work. We also thank the Montpellier Metropolitan Agency's staff, especially Emilie Salles, for their involvement, endeavour and support for this study. This work was carried out with a PhD grant awarded to Charlotte Bigard from the National Association for Research and Technology (*ANRT*) and funded by the Ministry for Higher Education and Research and *Montpellier Méditerranée Métropole*.

Bibliography

- Anonymous, 2007. The great divide. *Nature* 450, 135–136. <https://doi.org/10.1038/450135b>
- Arlettaz, R., Schaub, M., Fournier, J., Reichlin, T.S., Sierro, A., Watson, J.E.M., Braunisch, V., 2010. From Publications to Public Actions: When Conservation Biologists Bridge the Gap between Research and Implementation. *BioScience* 60, 835–842.
- Autorité Environnementale, 2016. L'Ae et les MRAe : une communauté d'Autorités environnementales - Synthèse annuelle 2016.
- Bekessy, S.A., White, M., Gordon, A., Moilanen, A., Mccarthy, M.A., Wintle, B.A., 2012. Transparent planning for biodiversity and development in the urban fringe. *Landsc. Urban Plan.* 108, 140–149.
- Bigard, C., Pioch, S., Thompson, J.D., 2017. The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. *J. Environ. Manage.* 200, 35–45.
- Bina, O., 2007. A critical review of the dominant lines of argumentation on the need for strategic environmental assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 27, 585–606.
- BirdLife International, 2015. Strengthening implementation of the mitigation hierarchy: managing biodiversity risk for conservation gains. *Camb. Conserv. Initiat. - Collab. Fund Proj. Rep. Compil. BirdLige Int. UNEP-WCMC RSPB FFI Univ. Camb.*
- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J.-Y., Boeuf, G., 2010. *The Mediterranean region: biological diversity in space and time.* Oxford University Press, Oxford.
- Brown, A.L., Théritel, R., 2000. Principles to guide the development of strategic environmental assessment methodology. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 18, 183–189.
- Bull, J.W., Gordon, A., Watson, J.E.M., Maron, M., 2016. Seeking convergence on the key concepts in 'no net loss' policy. *J. Appl. Ecol.* 53, 1686–1693. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12726>
- Bull, J.W., Hardy, M.J., Moilanen, A., Gordon, A., 2015. Categories of flexibility in biodiversity offsetting, and their implications for conservation. *Biol. Conserv.* 192, 522–532.
- Cabin, R.J., 2007. Science-Driven Restoration: A Square Grid on a Round Earth? *Restor. Ecol.* 15, 1–7.
- Calvet, C., Ollivier, G., Napoléone, C., 2015. Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review. *Biol. Conserv.* 192, 492–503. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.036>
- Cash, D.W., Clark, W.C., Alcock, F., Dickson, N.M., Eckley, N., Guston, D.H., Jäger, J., Mitchell, R.B., 2003. Knowledge systems for sustainable development. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 100, 8086–8091.
- CBNMP, 2009. Modernisation des ZNIEFF du Languedoc Roussillon (flore vasculaire et bryoflore). Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, DIREN, Montpellier.
- Copeland, H., Ward, J., Kiesecker, J.M., 2007. Threat, cost, and biological value: Prioritizing conservation within Wyoming ecoregions. *J. Conserv. Plan.* 3, 1–16.
- CRENAM, IPAMAC, Parcs naturels associés, 2011. Note méthodologique - Identification des réservoirs de biodiversité potentiels ; Projet "trame écologique du Massif Central."
- Crossman, N.D., Bryan, B.A., Ostendorf, B., Collins, S., 2007. Systematic landscape restoration in the rural–urban fringe: meeting conservation planning and policy goals. *Biodivers. Conserv.* 16, 3781–3802.
- Davis, F.W., Stoms, D.M., Estes, J.E., Scepan, J., MICHAEL SCOTT, J., 1990. An information systems approach to the preservation of biological diversity. *Int. J. Geogr. Inf. Syst.* 4, 55–78.
- DREAL, 2013. Hiérarchisation des espèces présentes en Languedoc-Roussillon.

- Fundingsland Tetlow, M., Hanusch, M., 2012. Strategic environmental assessment: the state of the art. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 30, 15–24.
- Gardner, T.A., Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M., Pilgrim, J.D., Savy, C.E., Stephens, R.T., Treweek, J.O., Ussher, G.T., Ward, G., others, 2013. Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conserv. Biol.* 27, 1254–1264.
- Gobert, J., 2015. Mesures compensatoires socio-environnementales et acceptation sociale, in: *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement*. Quae, pp. 34–45.
- Gordon, A., Bull, J.W., Wilcox, C., Maron, M., 2015. Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *J. Appl. Ecol.* 52, 532–537.
- Gordon, A., Simondson, D., White, M., Moilanen, A., Bekessy, S., 2009. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 91, 183–194.
- Habib, T.J., Farr, D.R., Schneider, R.R., Boutin, S., 2013. Economic and ecological outcomes of flexible biodiversity offset systems. *Conserv. Biol.* 27, 1313–1323.
- Hassan, F., Levrel, H., Scemama, P., Vaissière, A.-C., 2015. Le cadre de gouvernance américain des mesures compensatoires pour les zones humides, in: *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement*. Quae, pp. 45–58.
- Hayes, D.J., 2014. Addressing the environmental impacts of large infrastructure projects: making “mitigation” matter. *Environ. Law Report.* 44, 10016–10021.
- Hodgson, J.A., Moilanen, A., Wintle, B.A., Thomas, C.D., 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *J. Appl. Ecol.* 48, 148–152.
- Hulme, P.E., 2014. Bridging the knowing–doing gap: know-who, know-what, know-why, know-how and know-when. *J. Appl. Ecol.* 51, 1131–1136. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12321>
- INSEE, 2016. Montpellier Méditerranée Métropole : une métropole toujours attractive (INSEE Analyses Languedoc-Roussillon-Midi-Pyrénées No. 18).
- Jones, C., Baker, M., Carter, J., Jay, S., Short, M., Wood, C., 2005. *Strategic Environmental Assessment and Land Use Planning: An International Evaluation*. Earthscan, London.
- Kiesecker, J., Copeland, H., Pocewicz, A., McKenney, B., 2010. Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Front. Ecol. Environ.* 8, 261–266.
- Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., Nibbelink, N., McKenney, B., Dahlke, J., Holloran, M., Stroud, D., 2009. A framework for implementing biodiversity offsets: selecting sites and determining scale. *BioScience* 59, 77–84.
- Knight, A.T., Cowling, R.M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A.T., Campbell, B.M., 2008. Knowing but not doing: selecting priority conservation areas and the research–implementation gap. *Conserv. Biol.* 22, 610–617.
- Kreitler, J., Schloss, C.A., Soong, O., Hannah, L., Davis, F.W., 2015. Conservation planning for offsetting the impacts of development: A case study of biodiversity and renewable energy in the Mojave Desert. *PloS One* 10, e0140226.
- Kujala, H., Whitehead, A.L., Morris, W.K., Wintle, B.A., 2015. Towards strategic offsetting of biodiversity loss using spatial prioritization concepts and tools: a case study on mining impacts in Australia. *Biol. Conserv.* 192, 513–521.
- Kukkala, A.S., Moilanen, A., 2013. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biol. Rev.* 88, 443–464.
- Lawton, J.H., McCredie, R., 1995. *Extinction rates*. Oxford University Press.

- Le Coënt, P., Calvet, C., Napoleone, C., Quétier, F., 2017. Challenges of achieving biodiversity offsetting through agri-environmental schemes: evidence from an empirical study in Southern France. WP2017-05, UMR LAMETA, University of Montpellier 50.
- Leitão, A.B., Miller, J., Ahern, J., McGarigal, K., 2012. Measuring landscapes: A planner's handbook. Island press.
- Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S., 2015. Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement: Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité. Editions Quae.
- Lucas, M., 2009. La compensation environnementale, un mécanisme inefficace à améliorer. *Rev. Jurid. Environ.* 34, 59–68.
- Mandelik, Y., Dayan, T., Feitelson, E., 2005. Planning for biodiversity: the role of ecological impact assessment. *Conserv. Biol.* 19, 1254–1261.
- Margules, C.R., Pressey, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253.
- Maron, M., Ives, C.D., Kujala, H., Bull, J.W., Maseyk, F.J., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J.E., Lentini, P.E., Gibbons, P., others, 2016. Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. *BioScience* 66, 489–498.
- McGarigal, K., 2015. FRAGSTAT Help.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E., 2002. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps.
- McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., 2010. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environ. Manage.* 45, 165–176.
- McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst.* 11, 161–176.
- McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 127, 247–260.
- MEDDE, 2012. Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel. Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, Paris, France.
- Moilanen, A., 2013. Planning impact avoidance and biodiversity offsetting using software for spatial conservation prioritisation. *Wildl. Res.* 40, 153–162.
- Moilanen, A., 2007. Landscape zonation, benefit functions and target-based planning: unifying reserve selection strategies. *Biol. Conserv.* 134, 571–579.
- Moilanen, A., Franco, A.M., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B., Thomas, C.D., 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 272, 1885–1891.
- Moilanen, A., Kujala, H., 2006. Zonation spatial conservation planning framework and software v. 1.0, User manual. Edita, Helsinki, Finland.
- Moilanen, A., Meller, L., Leppänen, J., Pouzols, F.M., Arponen, A., Kujala, H., 2012. Zonation spatial conservation planning framework and software v. 3.1, User manual. Biodivers. Conserv. Inform. Group Dep. Biosci. Univ. Hels. Hels.
- Moilanen, A., Wintle, B.A., 2006. Uncertainty analysis favours selection of spatially aggregated reserve networks. *Biol. Conserv.* 129, 427–434.
- Morandeau, D., Vilaysack, D., 2012. La compensation des atteintes à la biodiversité à l'étranger—Étude de parangonnage. *Etudes Doc.* 68.

- Moreno-Mateos, D., Maris, V., Béchet, A., Curran, M., 2015. The true loss caused by biodiversity offsets. *Biol. Conserv.* 192, 552–559.
- Morgan, R.K., 2012. Environmental impact assessment: the state of the art. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 30, 5–14.
- Partidario, M.R., 2015. A strategic advocacy role in SEA for sustainability. *J. Environ. Assess. Policy Manag.* 17.
- Phalan, B., Hayes, G., Brooks, S., Marsh, D., Howard, P., Costelloe, B., Vira, B., Kowalska, A., Whitaker, S., 2017. Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy. *Oryx* 1–9.
- Pope, J., Bond, A., Morrison-Saunders, A., Retief, F., 2013. Advancing the theory and practice of impact assessment: setting the research agenda. *Environ. Impact Assess. Rev.* 41, 1–9.
- Pressey, R.L., Bottrill, M.C., 2008. Opportunism, threats, and the evolution of systematic conservation planning. *Conserv. Biol.* 22, 1340–1345.
- Quétier, F., Regnery, B., Levrel, H., 2014. No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environ. Sci. Policy* 38, 120–131.
- Regnery, B., Quétier, F., Cozannet, N., Gaucherand, S., Laroche, A., Burylo, M., Couvet, D., Kerbirou, C., 2013. Mesures compensatoires pour la biodiversité: comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance? *Sci. Eaux Territ. Hors-série numéro 12*, 1–8.
- Roy, B.P., Vincke, P., 1989. *L'aide multicritère à la décision*. Editions Ellipses.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Hueneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., others, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science* 287, 1770–1774.
- Tallis, H., Kennedy, C.M., Ruckelshaus, M., Goldstein, J., Kiesecker, J.M., 2015. Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. *Environ. Impact Assess. Rev.* 55, 21–34.
- Thompson, J.D., 2005. *Plant evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press on Demand.
- Toomey, A.H., Knight, A.T., Barlow, J., 2017. Navigating the space between research and implementation in conservation. *Conserv. Lett.* 10, 619–625.
- Underwood, J.G., 2011. Combining Landscape-Level Conservation Planning and Biodiversity Offset Programs: A Case Study. *Environ. Manage.* 47, 121–129.
- Vimal, R., Devictor, V., 2015. Building relevant ecological indicators with basic data: Species and community specialization indices derived from atlas data. *Ecol. Indic.* 50, 1–7.
- Vimal, R., Pluvinet, P., Sacca, C., Mazagol, P.-O., Etlicher, B., Thompson, J.D., 2012. Exploring spatial patterns of vulnerability for diverse biodiversity descriptors in regional conservation planning. *J. Environ. Manage.* 95, 9–16.
- Whitehead, A.L., Kujala, H., Wintle, B.A., 2017. Dealing with cumulative biodiversity impacts in strategic environmental assessment: A new frontier for conservation planning. *Conserv. Lett.* 1–10.
- Wood, C., Djeddour, M., 1989. Environmental assessment of policies, plans and programmes. Interim report to the Commission of European Communities. EIA Centre, University of Manchester.
- Young, J.C., Waylen, K.A., Sarkki, S., Albon, S., Bainbridge, I., Balian, E., Davidson, J., Edwards, D., Fairley, R., Margerison, C., 2014. Improving the science-policy dialogue to meet the challenges of biodiversity conservation: having conversations rather than talking at one-another. *Biodivers. Conserv.* 23, 387–404.

Figures and Tables

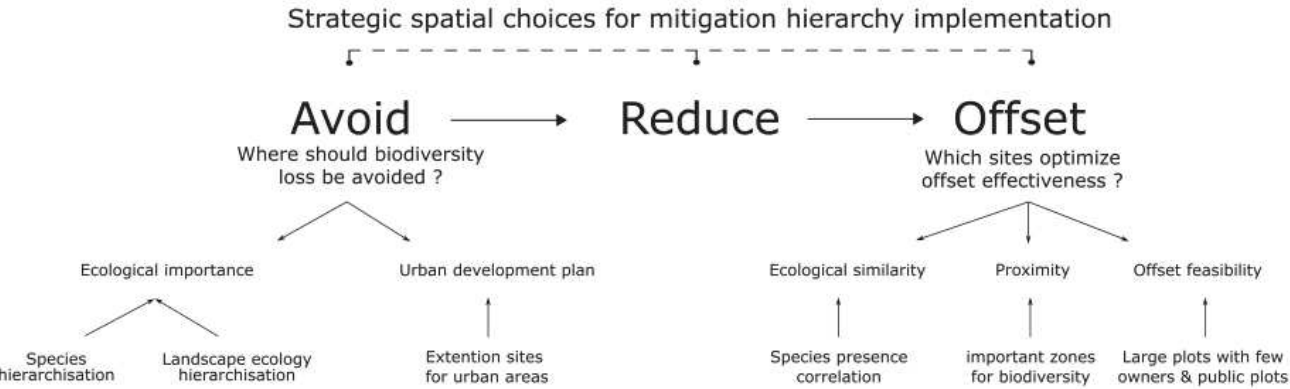


Figure 1. A systematic mitigation planning framework

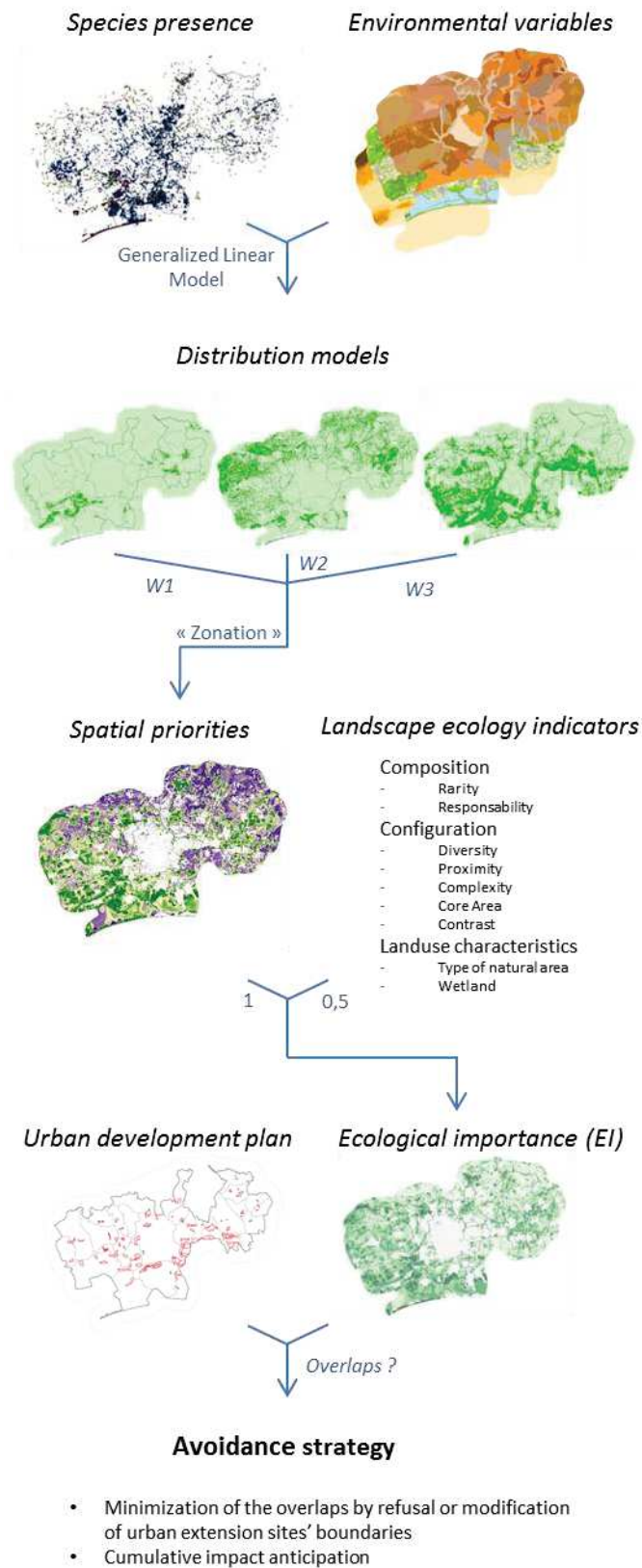


Figure 2 : Data analysis and methodological process for the evaluation of biodiversity issues for avoidance

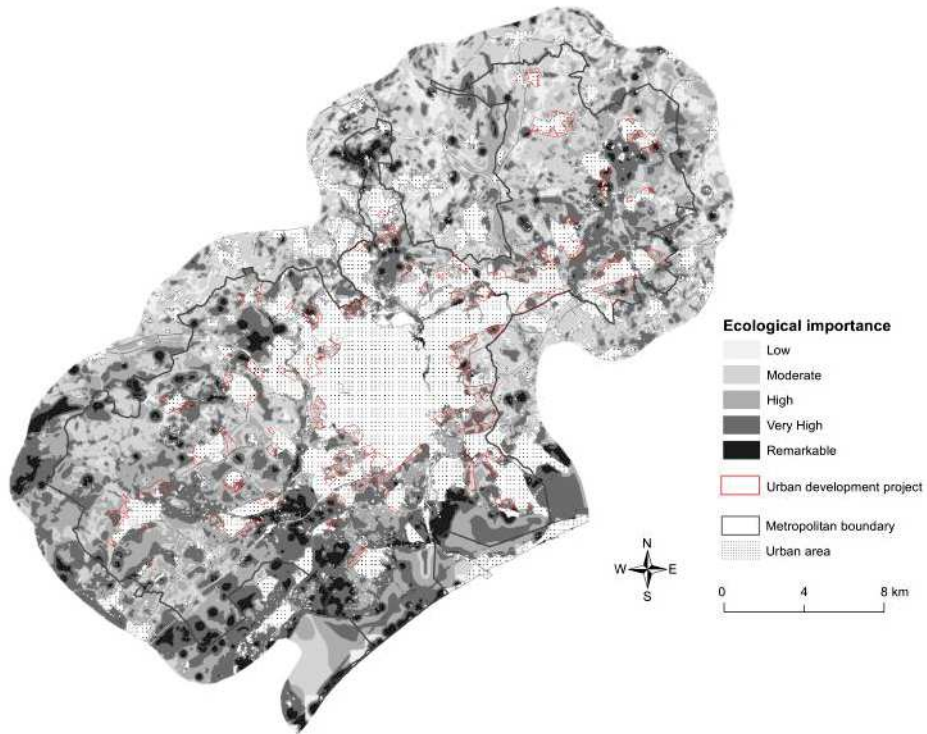


Figure 3. Spatial biodiversity prioritization (i.e, the map of ecological importance) crossed with the urban development plan of Montpellier Metropolitan agency

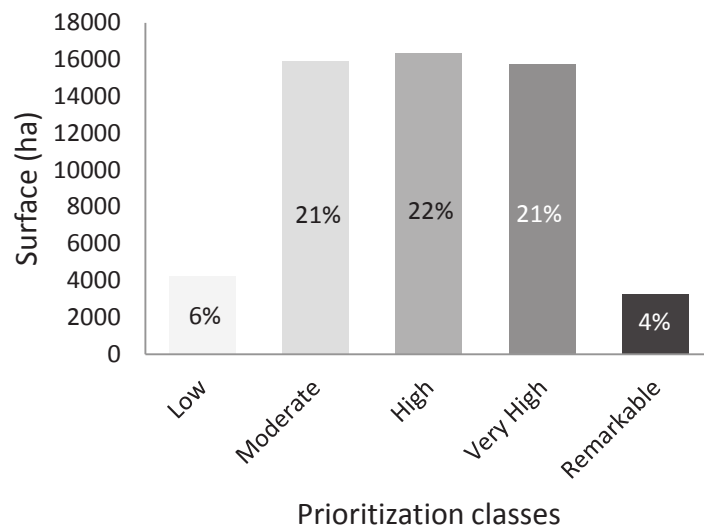


Figure 4. Proportion of the territory for each class of biodiversity prioritization

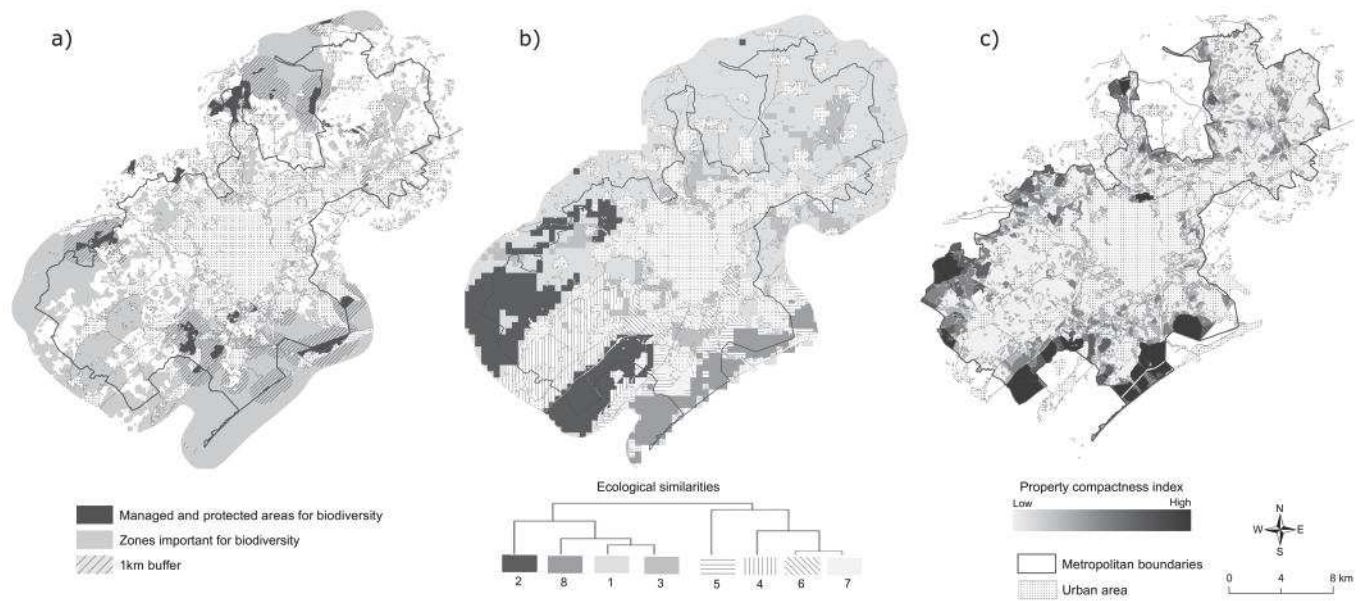


Figure 5. Criteria for offset site choice in terms of: a) proximity to high biodiversity areas, b) ecological similarity (the dendrogram gives information on the ecological proximity between each class), c) offset feasibility.

Table 1. Indicators, indexes, hypothesis and calculation process for setting priorities of landscape potential for biodiversity in the Montpellier Metropolitan territory (MMT) based on : 1, CRENAM et al. (2011); 2, McGarigal (2015) and McGarigal et al. (2002); 3, Crossman et al., (2007); 4, Leitão et al., (2012); 5, Vimal and Devictor (2015); 6, Kujala et al., (2015); 7, Letourneau and Thompson (2013) and 8, CEFE-CNRS expert communication.

Indicator	Index	Description	Hypothesis	Data	Calculation	Ref.
Composition	Rarity	Patrimonial value	Scarce land-use necessitates particular attention	MMT land-use	Surface percentage of each land-use	1
	Responsibility	MMT responsibility for land-use	The higher the percentage of a land-use item in MMT compared to in the Mediterranean region, the higher the responsibility of the MMT	Regional Land-use, Biogeographical regions	Comparison between each MMT land-use percentage with Mediterranean region percentage	8
Configuration	Diversity	Local richness of land-use	High landscape diversity is favourable to biodiversity	MMT land-use	Local Shannon Index	2
	Proximity	Proximity of same patch weighted by their size	The more patches are proximate and large, the more the ecological network is effective (which is favourable for biodiversity)	MMT land-use	Proximity Index	2, 4
	Patch shape complexity	Complexity of the parcels shape	The more the shape is complex, the more there is ecotone, the more it is favourable for biodiversity	MMT land-use	Fractal index : derived of the perimeter/area ratio	2, 3
	Core area	Area inside a patch when you remove ecotone area (=core surface)	The higher the ratio (large core area), the more a patch it is favourable for biodiversity	MMT land-use	Core area : core surface (with a negative buffer width fixed at 20m)/total surface	2
	Contrast	Structural and nature differences between contiguous patches	The lower the contrast between 2 patches, the more the connectivity and the more they are favourable for biodiversity	MMT land-use	Edge contrast index	2
Characteristics	Terrestrial area	Expert view on biodiversity support potential	Some land-use types (e.g. garrigue) have higher biodiversity than others (e.g. intensive agricultural area)	MMT land-use	Scoring of each land-use	1, 5, 6, 7
	Wetland	Wetlands and their functional area	Wetlands have high biodiversity within their perimeter and in their surroundings	Wetlands, Watercourse		1, 5, 6, 7

Appendix 1. Database details

	Data name	Description	Supplier	Ownership	Date
General datasets	Land-use	SPOT THEMA nomenclature : 3 levels, 57 items at the more accurate level	SIRIS-FR	Public	2012
	Biogeographical regions (REGBIOFR)		INPN	Public	
	Regional land-use	43 items respecting CORINE Land Cover nomenclature and adapted function of regional specificity	SIG-LR	Public	2006
Fauna and Flora dataset	Birds database (FAUNE-LR)	Birds observation	LPO	LPO	2010-2015
	Mammals and insects database	Mammals and insects observation	CEN	CEN	2010-2015
	Reptiles and amphibians (MALPOLON)	Reptiles and amphibians observation	CNRS	CNRS	2000-2015
	Plants database (SILENE)	Plants observation	CBN	CBN	1990-2015
Fauna and Flora stakes	Fauna regional stakes	Classification of fauna species at stake	DREAL	Public	2013
	Flora regional stake (ZNIEFF)	Classification of floras species at stake determinant for French ZNIEFF	CBN	Public	2009
Environmental variables	Climate (BioClim)	19 variables derived from the monthly temperature and rainfall values	WordClim	Public	2000
	Relief	Topographic data generated from NASA's Shuttle Radar Topography Mission	SRTM*	Public	2015
	Pedology (BDSol-LR)	Product of the regional pedology referential (RPR)	INRA	SIG-LR	
	Wetlands	Wetlands and their functional areas	DREAL	Public	2014
	Watercourse (BD TOPO®/RGE)	Temporary and Permanent watercourses	IGN	Montpellier Metropolitan agency	
Biodiversity supply	Offset area	regional biodiversity offset register	DREAL	Public	2016
	Other protected area or zones known as being important for biodiversity	Natura 2000 sites, RAMSAR convention zones, national nature reserves, biotope protection decree, sensitive natural areas	data.gouv	Public	2016
Feasibility	Cadastral GPS layer	Number and the types of owners	DRFP*	Montpellier Metropolitan agency	2016

* *Direction Régionale des Finances Publiques*

Appendix 2. Species taken into account with their level of stakes (REM- Remarkable, MODE- Moderate)

Amphibien
REM <i>Pelobates cultripipes, Pelophylax kl. grafi</i>
HIGH <i>Pelophylax perezi</i>
MODE <i>Triturus marmoratus</i>
LOW <i>Alytes obstetricans, Bufo bufo, Bufo calamita, Hyla meridionalis, Lissotriton helveticus, Pelodytes punctatus</i>
Avifauna
REM <i>Botaurus stellaris, Lanius meridionalis, Oenanthe hispanica, Remiz pendulinus</i>
HIGH <i>Acrocephalus arundinaceus, Acrocephalus melanopogon, Aquila pennata, Ardea purpurea, Ardeola ralloides, Burhinus oedicnemus, Cecropis daurica, Charadrius alexandrinus, Chroicocephalus genei, Circaetus gallicus, Emberiza schoeniclus whiterbyi, Falco naumanni, Gelochelidon nilotica, Ixobrychus minutus, Lanius senator, Locustella luscinioides, Milvus milvus, Numenius arquata, Porphyrio porphyrio, Sterna sandvicensis, Sternula albifrons, Tetrax tetrax</i>
MODE <i>Actitis hypoleucos, Anas querquedula, Anas strepera, Anthus campestris, Anthus pratensis, Anthus spinoletta, Apus melba, Apus pallidus, Athene noctua, Aythya ferina, Bubo bubo, Bubulcus ibis, Carduelis cannabina, Carduelis spinus, Casmerodius albus, Charadrius dubius, Chlidonias hybridus, Chlidonias niger, Chroicocephalus ridibundus, Ciconia ciconia, Circus aeruginosus, Circus cyaneus, Circus pygargus, Clamator glandarius, Coracias garrulus, Egretta garzetta, Elanus caeruleus, Falco peregrinus, Ficedula hypoleuca, Galerida cristata, Gallinago gallinago, Gyps fulvus, Himantopus himantopus, Jynx torquilla, Lanius collurio, Larus melanocephalus, Merops apiaster, Milvus migrans, Monticola solitarius, Muscicapa striata, Netta rufina, Nycticorax nycticorax, Oenanthe oenanthe, Otus scops, Panurus biarmicus, Parus ater, Phylloscopus sibilatrix, Phylloscopus trochilus, Plegadis falcinellus, Podiceps cristatus, Pyrrhula pyrrhula, Recurvirostra avosetta, Riparia riparia, Saxicola rubetra, Sterna hirundo, Sylvia cantillans, Sylvia hortensis, Sylvia undata, Tachybaptus ruficollis, Tringa totanus, Turdus torquatus, Tyto alba, Upupa epops, Vanellus vanellus</i>
LOW <i>Accipiter gentilis, Accipiter nisus, Acrocephalus scirpaceus, Aegithalos caudatus, Alcedo atthis, Anas clypeata, Apus apus, Ardea cinerea, Asio otus, Buteo buteo, Caprimulgus europaeus, Carduelis carduelis, Carduelis chloris, Certhia brachydactyla, Cettia cetti, Cisticola juncidis, Coccythraustes Coccythraustes, Columba oenas, Corvus monedula, Coturnix coturnix, Cuculus canorus, Cygnus olor, Delichon urbicum, Dendrocopos major, Dendrocopos minor, Emberiza calandra, Emberiza cia, Emberiza cirius, Emberiza citrinella, Erithacus rubecula, Falco subbuteo, Falco tinnunculus, Fringilla coelebs, Haematopus ostralegus, Hippolais polyglotta, Hirundo rustica, Larus michahellis, Loxia curvirostra, Lullula arborea, Luscinia megarhynchos, Motacilla alba, Motacilla cinerea, Motacilla flava, Oriolus oriolus, Parus caeruleus, Parus cristatus, Parus major, Passer domesticus, Passer montanus, Perdix perdix, Pernis apivorus, Petronia petronia, Phoenicurus ochruros, Phoenicurus phoenicurus, Phylloscopus bonelli, Phylloscopus collybita, Picus viridis, Podiceps nigricollis, Prunella modularis, Ptyonoprogne rupestris, Rallus aquaticus, Regulus ignicapillus, Regulus regulus, Scolopax rusticola, Serinus serinus, Sitta europaea, Strix aluco, Sylvia atricapilla, Sylvia borin, Sylvia communis, Sylvia melanocephala, Tadorna tadorna, Troglodytes troglodytes</i>
Insect
HIGH <i>Coenagrion mercuriale, Oxygastra curtisii</i>
MODE <i>Aeshna isocetes, Calopteryx haemorrhoidalis, Gomphus simillimus, Ischnura pumilio, Lestes barbarus, Lestes sponsa, Libellula fulva, Libellula fulva O. F., Onychogomphus uncatus, Saga pedo, Zerynthia polyxena, Zerynthia rumina</i>
LOW <i>Aeshna affinis, Ceriagrion tenellum, Erythromma viridulum, Platynemesis acutipennis, Sympetrum meridionale</i>
Mammal
HIGH <i>Arvicola sapidus, Rhinolophus ferrumequinum</i>
MODE <i>Oryctolagus cuniculus, Pipistrellus pygmaeus</i>
LOW

Erinaceus europaeus, Genetta genetta, Sciurus vulgaris

Plant

REM

Delphinium staphisagria, Inula helenioides, Ononis mitissima, Spergularia tangerina

HIGH

Medicago secundiflora, Phalaris coerulescens, Polygonum robertii, Sideritis fruticulosa, Vitex agnus-castus

MODE

Althenia filiformis, Asparagus maritimus, Chenopodium chenopodioides, Crucianella maritima, Echium arenarium, Geropogon hybridus, Melilotus italicus, Mentha cervina, Pimpinella peregrina, Ranunculus ophioglossifolius, Teucrium polium subsp. clapae, Typha laxmannii

LOW

Aegilops biuncialis, Allium chamaemoly, Alopecurus bulbosus, Anagyris foetida, Anemone coronaria, Aristolochia paucinervis, Artemisia caerulescens subsp. Gallica, Astragalus stella, Bifora testiculata, Blackstonia acuminata, Blackstonia imperfoliata, Bufonia paniculata, Bupleurum semicompositum, Bupleurum subovatum, Callitriche stagnalis, Calystegia soldanella, Carex hispida, Centaurium maritimum, Ceratophyllum submersum, Cerinthe major, Cladium mariscus, Cotinus coggygria, Crypsis aculeata, Crypsis schoenoides, Cynanchum acutum, Daucus carota subsp. Maritimus, Echinophora spinosa, Eleocharis uniglumis, Eryngium maritimum, Euphorbia chamaesyce subsp. Chamaesyce, Euphorbia peplis, Gagea pratensis, Galium obliquum, Gratiola officinalis, Helianthemum ledifolium, Hippocrepis ciliata, Hypericum tomentosum, Inula britannica, Juncus striatus, Kickxia commutata, Lathyrus saxatilis, Leucojum aestivum subsp. Aestivum, Limonium bellidifolium, Limonium echiioides, Limonium virgatum, Lotus delortii, Lupinus micranthus, Lythrum tribracteatum, Malcolmia littorea, Medicago doliata, Melilotus elegans, Myosotis ramosissima, Myosurus minimus, Nymphaea alba, Odontites viscosus, Ononis pubescens, Ononis viscosa subsp. Breviflora, Ophrys bombyliflora, Pancratium maritimum, Parietaria lusitanica, Polycarpon tetraphyllum, Polygonum bellardii, Potamogeton coloratus, Romulea columnae, Romulea ramiflora, Rorippa amphibia, Ruppia maritima, Suaeda splendens, Taeniatherum caput-medusae, Thalictrum flavum, Theligonum cynocrambe, Trifolium hirtum, Triglochin maritimum, Tripodion tetraphyllum, Tulipa clusiana, Tulipa raddii, Vallisneria spiralis, Velezia rigida, Veronica acinifolia

Reptile

REM

Mauremys leprosa, Timon lepidus

HIGH

Emys orbicularis

MODE

Chalcides striatus, Malpolon monspessulanus, Psammmodromus algirus, Rhinechis scalaris

LOW

Anguis fragilis, Coronella girondica, Lacerta bilineata, Natrix maura, Natrix natrix, Podarcis liolepis, Podarcis muralis, Tarentola mauritanica

Article [6]

When you can't see the forest for the trees: differential implementation of the mitigation hierarchy by large and small projects

Charlotte Bigard, & Fanny Guillet

In Prep.

When you can't see the forest for the trees: differential implementation of the mitigation hierarchy by large and small project

Charlotte Bigard¹ & Fanny Guillet²

¹UMR 5175 Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS, France

²Centre of ecology and conservation sciences, National museum of natural History, France

1. Introduction

Land use change, and in particular, land artificialization, is an ever-increasing component of global change (Foley et al., 2005). This phenomenon is associated with natural habitat loss, degradation and fragmentation and thus leads to the loss of biodiversity (Cardinale et al., 2012). The issues at stake here concern the quantity of land artificialization, urban design and urban forms (Castel, 2007; Charmes and Keil, 2015). Indeed, patchy urban sprawling increases the area of influence of artificialization because of multiply light and noise pollution, natural zone visitation, impacts of vehicle traffic, etc.

Through project development procedures, the mitigation hierarchy is one the major regulatory tools now used to limit increasing artificialization. The hierarchy follows three steps aimed at avoiding, reducing and offsetting residual impacts on biodiversity arising from development projects in order to attenuate and mitigate loss of biodiversity (Bull et al., 2016; Hassan et al., 2015; Maron et al., 2016). It is currently increasingly promoted in biodiversity strategies across national and international policies (Maron et al., 2016). According to international NGOs such as *The Nature Conservancy*, this is an innovative tool for biodiversity conservation worldwide, attempting to ensure the *no net loss* of biodiversity and compatible with economic development.

The way in which the mitigation hierarchy is implemented may vary markedly depending on the spatial amplitude of a land development project. Indeed, based on empirical observations, it seems that large projects tend to fulfil the political and media space, to attract researches, and above all to require important organizational resources to be implemented. This could be considered as a limitation regarding its ecological outcomes, as large projects are responsible for a part but not the whole artificialization causing biodiversity losses. In France for example, the first cause of artificialization is the construction of housing, that is to say, the accumulation of a large number of small projects (Virely, 2017). Although, large infrastructures, such as linear infrastructures, undoubtedly have important impacts on biodiversity due to natural habitat destruction and fragmentation (Jaeger, 2000) and wildlife collision (Guinard, 2014). However, it should not be neglected that the extension of patchy urbanisation projects also generates biodiversity erosion due to habitat loss and fragmentation (Devictor *et al.*, 2008, Whitehead et al., 2016). Efforts to apply the mitigation hierarchy for a given project are thus not necessarily proportional to real impacts; there can be differences in the way the mitigation hierarchy is implemented depending on project size. This aspect of the mitigation hierarchy has not yet been examined in the literature, but deserves attention because it questions the efficiency of the mitigation hierarchy as a relevant conservation strategy.

2. Textbook case, study cases and methodology

The hypothesis of differential efforts to mitigate the impact of small projects compared to large projects stems from the empirical observation of a “textbook case” in the Languedoc-Roussillon region, in south

of France. In 2016, the State environmental administration (DREAL) synthesized biodiversity offset activity and the surface concerned by offset measures. In this region, the artificialization due to transport infrastructures (44%, around 1200 hectares per year; DREAL LR, 2016) is higher than the national average (38%; Virely, 2017). The 44% of artificialization due to transport infrastructure imply that 56% is linked to other types of development project (water or energy transport, housing and commercial zone, classified installation). However, 79.5% (2114 hectares for the period 2007-2016) of biodiversity offsetting measures surface prescript in this region concerned transport infrastructures (Tables 1).

Table 1 : percentage of the total biodiversity offset surface of the Languedoc-Roussillon region declined by categories of development projects

Category of infrastructure	% of biodiversity offset measure (surface)
Transport	79.5
Water transport	6.7
Energy installation	1.5
Classified installation	4.8
Urbanization (housing, commercial zone)	4.2

Among these 79.5 % of the surface of offsetting sites, 56.8 % of the total of offsetting sites is due to the four larger projects of linear infrastructure and around 49% are dedicated to a single project of railway running on 85 km. The public-private company had acquired 750 hectares⁷⁴ to construct the line. During this period of 8 years, about 23500 hectares have been artificialized in this region (based on the trend of 1997-2009; DREAL LR, 2016). So the groundcover of the railway caused about 3% of the artificialized surface during the period 2008-2015. Nevertheless, such project represents important impacts and requires attention. The State administrative agent in charge of the instruction of this railway has spent a quarter of his working time on this dossier, through the entire instruction period (2008-2013). This example fits the hypothesis of a concentration of efforts on larger projects, although they are not responsible for the most important part of artificialization. This phenomenon thus merits fuller attention, as it could greatly affect the overall efficiency of the mitigation hierarchy.

This manuscript is empirically based and has emerged from the pooling of two sociological surveys conducted in 2016, both aimed at analysing the implementation of the mitigation hierarchy in France. One of the surveys concerns three “large” projects of linear infrastructures: one pipeline of 95 km, two railways of 85 km and 110 km (that has finally been cancelled). The second concerns 42 “small” projects of urbanization: 39 development zones or housing projects with an average surface of 20 hectares, one photovoltaic solar power plant (66 ha) and two departmental road sections of 2 and 4 km. Both sociological surveys were elaborated to identify the organizational and political aspects affecting the mitigation hierarchy outcomes. The implementation of policies, such as the environmental impact assessment and its mitigation hierarchy, relies on ongoing negotiations between the stakeholders concerned. So it is shaped by interpretation and appropriation, leading to both expected and unintended effects (Lascoumes and Le Galès, 2012). Some of these effects could reduce the expected ecological outcomes of the policy. In both studies, several detected effects seem to be link to the importance of the

⁷⁴ <http://www.ocvia.fr/page/la-maitrise-fonciere>

project and this factor deserves to be investigated. So, by crossed-cutting the results of these two studies, we raise the question of the potential difference of efforts regarding the size of project and its consequences in terms of the ecological outcomes of the mitigation hierarchy implementation.

3. How to define a large and a small project?

There is no official definition of the notion of small and large projects. The French environmental code identifies three categories of projects: (i) “projects subject to environmental assessment” (e.g., roads at least 10 km long), (ii) “projects subject to case-by-case assessment” (roads at least 3 km long) and (iii) projects without any administrative obligation (roads < 3 km long). Finally, regarding legal documents, we could distinguish large projects subject to compulsory environmental assessment, medium projects undergoing a case-by-case assessment and small projects with no regulatory obligation. In this classification, large projects are those whose impacts are systematically evaluated and the mitigation hierarchy applied. However, we assume that the hierarchy is applied depending on project size, and that most effort is concentrated on a few large projects. We thus need to define more precisely the difference between small and large projects.

In that perspective, we interviewed 12 stakeholders involved in the implementation of the mitigation hierarchy (2 members of naturalistic consulting offices, 1 member of association specialised on naturel areas management, 2 members of nature protection associations, 2 experts in law, 5 State administration agents) to give their own definition of small and large project. According to the stakeholders, the ground coverage of the project is important; some of them suggest that the threshold of 100 hectares could separate a very large project from others, while others proposed a threshold size of 30 hectares. Other indications can be found in the number of procedures involved⁷⁵, the duration of these procedures and the number of stakeholders involved too. Large project are often associated with projects based on a public-private partnership, while small projects are mostly attributed to the private enterprises. Finally, for an ecological point of view, criteria to define a large project could also be the types of habitats concerned and the level of ecological impacts. Thus, linear infrastructures are often associated with the idea of a large project, as are ports, dams and mines.

Therefore, starting from our empirical observations in the Languedoc-Roussillon region, we can distinguish very large projects (such as a linear infrastructure characterized by a large ground cover impacting the project area and the surrounding area, implemented by a public-private partnership after a political decision according the transport and territorial planning policies. The project planning is very long (fifteen years or more) and involved many operators.

Individually, small projects have low impacts, that are limited in time and space. They are often supported by public institutions (such as swimming pool, discharge, development areas for activities, communal housing) or private operators (for example housing, career, solar farms). Finally, these projects are more common than large projects.

To conclude, there is no official definition of what is a large and a small project beyond the administrative obligations related to the environmental code. We observe a trend according to the type of projects: punctual linear infrastructure would be large projects and urbanization (housing, commercial zone, etc.) would be divided in numerous small projects, but it is not always true. It seems to be actually misleading to look for a precise definition as multiple criteria can be used and prioritized according to the question. Nevertheless some unintended effects in the way the mitigation sequence is applied seem to be linked to the size of projects, we thus reason on open categories.

⁷⁵ In France, the mitigation hierarchy concern five different procedures type: environmental impact assessment, derogation for protected species destruction, impacts on wetlands or other aquatic or marine habitats, forest clearing and impacts on Natura 2000 zones.

4. Differences in the treatment of large and small projects

To understand how the mitigation hierarchy is implemented for large transport project, it is necessary to consider that the project benefits from marked political support. The decision to build the infrastructure does not depend on satisfying the mitigation sequence, but on the national development policy and often the regional political influences. This makes for a significant difference with small projects. The risk of legal claims however exists and can motivate the project managers to make effort to propose environmental measures. In this context, measures are defined according to a technical and economical pragmatism (Guillet and Semal, 2017). It means that measures are designed according to knowledge and capacity of operators and also in the limit of a budget that will not threaten the feasibility of the project. Finally, if stakeholders agree to recognize an improvement of the conformity of environmental assessment, such large projects have important impacts that cannot be totally taken up by the mitigation hierarchy (Regnery *et al.* 2013) . These authors showed that impacted and offset species richness are positively correlated in sites with low-species richness (<8 affected species) but not in sites with high species richness (>8 affected species). Consequently, for high impacts as in the case of transport infrastructure, the proportion of species offset is weak.

For the case of the railway in the Languedoc-Roussillon region, 125 protected species were affected, and the major part of the offsetting measures concerned 3 species. The difficulty to mitigate all ecological impacts is due to the nature of these infrastructures that have inevitably large groundcover, but also to the very long period of project development, during which environmental assessment happens generally after significant decisions on the project definition reducing the ability to integrate ecological issues. However, the implementation of mitigation measures is often followed by a steering committee gathering the different operators and the environmental administration, which positively enable to ensure an effective monitoring and eventually correct or reinforce some mitigation measures. Nevertheless, this organisational investment appears to be costly regarding the partial ecological outcomes, so that the efficiency of the mitigation hierarchy for large projects is questionable (Guillet and Semal, 2018).

The context of negotiation is different for small projects. Small projects are generally easier to define in space and time, losses are easier to assess and they generally involve fewer stakeholders. Hence, the State environmental administration has more influence and can demand substantial improvement for small projects. Consultancy offices that are mandated by project developers to realize the environmental assessment tend to work closely with the administration to be sure that propositions are in accordance with the procedure requirements. In the recent years, State environmental requirements have increased and the quality of the dossiers has improved. Nevertheless, the resources invested in the environmental assessment remains generally weak for small projects, some impacts may be neglected and they are too numerous to be all instructed with scrutiny by administrative agents.

Bigard *et al.*, (2017) highlight opportunities for improvements in terms of integration of biodiversity in small projects such as: a better consideration of alternative solutions as an avoidance step or the realisation of ecological inventories at a larger scale avec with a dynamic approach to consider the impact on the functional ecosystem rather than very a localised and then erroneous approach. It is worth noting that project developers are aware that the risk of administrative control of the implemented measures is very low because of the human resources capacity of the state administration. Thus, it weakens the incentive effect of the instrument. Finally, the main challenge remains the identification and evaluation of the cumulative impacts of numerous small projects that are not taken into consideration and understudied despite repeated pleas to do so (e.g., Bigard *et al.*, 2017; Whitehead *et al.*, 2017).

So, while a huge effort and lots of resources are mobilised for large projects for which there is only a small ecological and positive leeway, small projects which are easier to study and understand benefit from little attention and efforts to include biodiversity in dossiers approach despite the possibility of doing so.

5. Can the mitigation hierarchy regulate increasing artificialization?

At first glance, making great efforts to integrate biodiversity in large development projects seems to make sense: large infrastructures inherently generate important impacts. Since these are projects that are extended in terms of surface, they affect many stakeholders, including local residents. The “*not in my backyard*” phenomenon will push for a very scrupulous application of the rules to limit the risk of legal appeal. More broadly, major projects are more publicized. The general public being informed and the project being potentially followed by associative stakeholders, the project developers and the administrative services responsible for the procedures, wish a satisfactory application.

In some cases, efforts to define technically and environmentally relevant measures for the reduction and compensation of impacts in large projects can ultimately benefit small projects. For example, a thesis has been financed to define the relevant measures to mitigate the impacts of the railway in Languedoc-Roussillon. As a result, management methods have been defined to reinforce the viability of the population of little bustards in compensation for its habitat destroyed and fragmented by the new railway line. Since then, when small projects affect bustard habitats, the State administration is able to guide project owners on measures already proven. However, although the technical work invested in large projects is significant, it cannot address the specific issues that arise for each new project.

Above all, many actors (ecologists, administrative agents) agree that the leeway to reduce impacts on biodiversity and ecosystems is limited in the case of large projects because of the huge economic and political pressure and its inherent extend in time in terms of procedure development. According to our surveys, small projects leave more opportunities, in particular to work on the phases of avoidance and reduction.

There should thus be more emphasis on small projects. Paradoxically, in the current organisation around application of the mitigation hierarchy, the administration does not have the capacity to increase the time to instruct dossiers for the large number of proposed small projects. The administration is actually already forced to leave aside some of because of the lack of human resources to respond to all the demands. The large amount of uninstructed dossiers concern small projects with small individual impacts. However their contribution to cumulative impacts has also not been studied and this may be very important.

In the case of project development, the success of the mitigation hierarchy as a conservation strategy in the face of ever-increasing urbanization should be more deeply examined. Indeed, after ten years of implementation in France, stakeholders are aware of the limitations of the instrument and call for its integration in territorial planning schemes for more organisational and ecological coherence, as a the only way to apply the mitigation hierarchy according to the laws and official guidelines, that is to say, focusing on the “natural habitats, animal and vegetal species, ecological continuities, biological balance, ecological functions, physical and biological features that are the support of former elements and services provided by ecosystems” (MEDDE, 2012).

6. Conclusion

Our empirical observations and the present analysis relative to the distribution of efforts to implement the mitigation hierarchy lead us to conclude that ecological issues and impacts should be treated and analysed at the scale of territorial land use planning, and not a project-by-project basis, for two main reasons. First, the mitigation hierarchy is only partially applied to small projects due to the lack of available and sufficient financial and human resources (few financial resources to realize the environmental assessment, not enough time to correctly “instruct” the dossiers). So organizationally speaking, the mitigation hierarchy is currently only partially applied to small projects that represent however almost half (45%) of all artificialization. Second, applying the mitigation sequence to small projects does not allow actors to take into account the cumulative effect of a large number of small projects, which remains a major

problem, and this approach does not overlay a large range of projects not subjected to environmental assessment.

Two solutions to these problems can be proposed. First, in terms of scientific research, a substantial focus should be made on the study of small development projects in terms of their individual and cumulative impacts on biodiversity. Second, in an operational sense, the mitigation hierarchy should be anticipated in a form of territorial land-use planning strategy and analysis. The mitigation hierarchy should be implemented into strategic environmental assessment of policies, plans and programs (Wood and Djeddour, 1989) that already exist in the European and the French laws. This integration into a territorial-scale planning could systematically help formulate a proactive and more strategic approach to biodiversity conservation in the early stages of the decision-making processes (Bina, 2007; Partidario, 2015). In this way, where to avoid impacts, how to reduce impacts and their cumulative effects and what to propose in order to anticipate future ecologically relevant offset measures through the territory could be more accurately and efficiently identified and achieved.

The combination of these two solutions identified here would allow the mitigation hierarchy implementation to become more efficient thanks to a balanced approach covering both large and small (above and under the regulatory threshold of impact assessment) projects and ultimately lead to progress towards a the implementation of a no net loss strategy.

Références – Article [6]

- Bigard C., Pioch S., Thompson J., 2017. The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion, *Journal of Environmental Management*, 200, 35-45.
- Bina, Olivia, 2007. A critical review of the dominant lines of argumentation on the need for strategic environmental assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 27 (7), 585–606.
- Bull, Joseph W., Gordon, Ascelin, Watson, James E.M., Maron, Martine, 2016. Seeking convergence on the key concepts in ‘no net loss’ policy. *J. Appl. Ecol.* 53 (6)
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59.
- Castel, J.-C., 2007. De l'étalement urbain à l'émiettement urbain. Deux-tiers des maisons construits en diffus, dans: *Les Annales de La Recherche Urbaine*. Persée, 88–96.
- Charmes, E., Keil, R., 2015. The Politics of Post-Suburban Densification in Canada and France. *Int. Journal of Urban Regional Research* 39, 581–602.
- Devictor V., Julliard R., Clavel J., Jiguet F., Lee A., Couvet D., 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes, *Global Ecology and Biogeography*, 17 (2), 252-261.
- DREAL LR, 2016. Registre de la compensation environnementale du Languedoc-Roussillon : statistiques au 04/01/2016.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., 2005. Global consequences of land use. *science* 309, 570–574.
- Guillet, F., Semal, L., 2018. Policy flaws of biodiversity offsetting as a conservation strategy. *Biol. Conserv.* 221, 86–90.
- Guillet F., Semal L., 2017. Compensation et infrastructures linéaires : stratégies et scénarios pour l'action. La compensation face à ses limites écologiques et organisationnelles, Rapport de recherche, Programme Ittecop, Ministère de la Transition écologique.
- Guinard E., 2014. Infrastructures de transport autoroutières et avifaune : les facteurs influençant la mortalité par collision, Thèse de doctorat Ecole pratique des Hautes Etudes.
- Hassan, F., Levrel, H., Scemama, P., Vaissière, A.-C., 2015. Le cadre de gouvernance américain des mesures compensatoires pour les zones humides. In : *Restaurer La Nature Pour Atténuer Les Impacts Du Développement*. Quae, 45-58.
- Maron, M., Ives, C.D., Kujala, H., Bull, J.W., Maseyk, F.J., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J.E., Lentini, P.E., Gibbons, P., others, 2016. Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. *BioScience* 66.
- MEDDE 2012. Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel. Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, Paris.
- Partidario, M.R., 2015. A strategic advocacy role in SEA for sustainability. *J. Environ. Assess. Policy Manag.* 17
- Regnery, B., Couvet, D., Kerbiriou, C., 2013. Offsets and conservation of the species of the EU habitats and birds directives. *Conserv. Biol.* 27
- Virely B., 2017. Artificialisation. De la mesure à l'action. Rapport Théma, CGDD.
- Whitehead, A.L., Kujala, H., Wintle, B.A., 2016. Dealing with cumulative biodiversity impacts in strategic environmental assessment: a new frontier for conservation planning. *Conserv. Lett.* 1–10.
- Wood, C., Djeddour, M., 1989. Environmental Assessment of Policies, Plans and Programmes. Interim Report to the Commission of European Communities. EIA Centre. University of Manchester.

Article [7]

Protéger la biodiversité et aménager le territoire : Quelles complémentarités entre les politiques « Trame Verte et Bleue » et « Eviter-Réduire-Compenser » ?

Charlotte Bigard, Julie Chaurand, Sylvie Vanpeene, John D. Thompson

In Prep.

Protéger la biodiversité et aménager le territoire : Quelles complémentarités entre les politiques « Trame Verte et Bleue » et « Eviter-Réduire-Compenser » ?

Charlotte Bigard ^{1*}, Julie Chaurand ^{2*}, Sylvie Vanpeene-Bruhier ³, John D. Thompson ¹

¹ UMR 5175 Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS, Montpellier

² UMR Territoires, environnement, télédétection et information spatiale, Maison de la Télédétection, Montpellier

³ Unité de recherche Ecosystèmes méditerranéens et Risques, IRSTEA, Aix-en-Provence

* Co-premiers auteurs

1. Introduction

Depuis les années 1970, on constate une prise de conscience croissante de la responsabilité de l'homme dans la préservation de l'environnement. Parmi les composantes de l'environnement, la biodiversité est au cœur des préoccupations. En effet, les tendances écologiques sont alarmantes. Entre 1990 et 2017, on peut mesurer une chute d'environ 80% de la biomasse des insectes volants dans les espaces protégés européens en Europe (Hallmann *et al.*, 2017) et en France, une chute de 33% des effectifs d'oiseaux en milieu agricole et 30% en milieu bâti (indicateur STOC, 2017⁷⁶). L'augmentation des pressions anthropiques sur les milieux naturels, telle que l'artificialisation des sols lors de l'aménagement du territoire, est décrite comme une des causes majeures participant au déclin de la biodiversité. Dans cette nouvelle ère géologique, nommée désormais « anthropocène » au regard notamment des effets colossaux des activités anthropiques sur les écosystèmes (Crutzen, 2002; Devictor, 2015), la biodiversité représente un enjeu qui va au-delà des seuls espaces protégés. Ainsi, c'est une approche plus intégrative de la préservation qui est privilégiée par la communauté scientifique en remplacement d'une approche centrée sur les éléments de biodiversité les plus remarquables (Bonnin 2008, Therville 2013). Cette approche implique de nombreux acteurs agissant, au-delà des seuls espaces protégés, sur des réseaux dont les milieux peuvent être supports d'activités humaines. La notion de territoire, comme socio-écosystème alliant l'espace géographique, le système de représentation de l'espace géographique – notamment lors de la projection de ce que sera cet espace après le choix d'une action – et le système d'acteur (Moine, 2006), prend alors tout son sens pour intégrer la biodiversité au développement humain, condition *sine qua non* à la subsistance de l'humanité (Cardinale *et al.*, 2012).

A partir des années 1990, et plus précisément du sommet de la Terre à Rio (1992), le concept de biodiversité dépasse nettement le champ de l'écologie scientifique et devient un problème public et politique (Mauz et Granjou, 2010). Des instruments d'action publique, telles que la trame verte et bleue et la séquence ERC, émergent pour intégrer ce type d'enjeux à l'aménagement du territoire. D'ailleurs, en 2016 la loi dite « Biodiversité » (Loi n°2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages) adoptée en France, réaffirme la nécessité de préserver la biodiversité et d'intégrer les enjeux écologiques dans les projets des territoires. Aménager et préserver semblent être dès lors indissociables d'un développement « durable » des territoires. Le développement durable implique notamment de reconnaître et d'imaginer des mécanismes de solidarité pour préserver et gérer les biens

⁷⁶ Ce programme est coordonné par le CESCO du MNHN, dans le cadre du réseau Vigie-Nature. Deux fois par an, 175 espèces d'oiseaux communs sont inventoriées dans tous les milieux. Pour visualiser les derniers résultats : <http://vigienature.mnhn.fr/page/produire-des-indicateurs-partir-des-indices-des-especes-habitat>

communs, telles que les ressources naturelles. Le principe de « solidarité écologique » (Mathevet *et al.* 2010, Thompson *et al.* 2011) a d'ailleurs été affirmé dans la loi Biodiversité comme un principe fondateur de toutes les activités humaines ; il « appelle à prendre en compte, dans toute prise de décision publique ayant une incidence notable sur l'environnement des territoires concernés, les interactions des écosystèmes, des êtres vivants et des milieux naturels ou aménagés » (Art. L. 110-1 du code de l'environnement).

Cependant, les priorités de développement économique exprimées dans les projets des territoires semblent souvent prédéfinies avant même l'analyse des enjeux écologiques et l'évaluation environnementale des projets (Autorité environnementale 2016).

En outre, la multiplicité des enjeux et des politiques-plans-programmes-stratégies-projets-*etc.* à considérer dans les projets des territoires complexifie grandement la prise de décision. Au-delà d'une cohérence des politiques, obligatoire (Cumming *et al.* 2006, Folke *et al.* 2007), c'est une complémentarité de celles-ci qu'il faut trouver et démontrer pour une action plus efficace, synergique et durable. Dans ce cadre, les politiques relatives aux trames vertes et bleues et à la séquence ERC donnent des outils pour l'aménagement durable des territoires dans un souci de préservation de la biodiversité (ou, du moins, de moindre impact sur cette dernière) dans et en dehors des espaces protégés. Ce sont des politiques que l'on retrouve souvent associée dans le discours des acteurs en charge de l'aménagement du territoire (cf. ma Thèse), d'où notre questionnement.

Dans cet article, nous interrogeons et analysons les complémentarités entre, d'une part, la politique « Trame verte et bleue » (TVB) qui vise la « prise en compte » de la préservation et la remise en « bon état » des continuités écologiques et, d'autre part, la politique concernant l'application de la séquence « éviter, réduire, compenser » (ERC) les impacts de l'aménagement du territoire sur l'environnement. Ces deux politiques sont inscrites dans le droit et s'imposent donc aux acteurs en particulier dans les documents d'aménagement du territoire. Toutefois, elles semblent avoir des fondements initialement bien distincts qu'il s'agit d'analyser pour mieux comprendre leur instrumentalisation, leur mise en œuvre actuelle et leurs complémentarités potentielles.

Notre analyse s'intéresse en particulier aux milieux terrestres et concerne les documents ayant trait à la planification stratégique des territoires, c'est-à-dire *“the methods used by the public sector to influence the distribution of people and activities in spaces at various scales as well as the location of the various infrastructures, recreation and nature areas”* (COMMIN 2007).

2. Montée en puissance de deux politiques aux trajectoires entremêlées

Les politiques ERC et TVB s'inscrivent dans une histoire commune d'intégration progressive des préoccupations environnementales dans l'aménagement du territoire. Mais leur développement s'est fait de façon distincte. Alors que la TVB est issue de la mise en réseau d'aires protégées, la séquence ERC est issue de l'évaluation environnementale des projets opérationnels d'aménagement.

Nous présentons chronologiquement et en parallèle les principales étapes historiques de ces deux politiques. Les périodes phares sont résumées en Figure 1.

2.1. 1976-1999 : la loi de protection de la Nature comme point de départ

La loi de protection de la Nature de 1976 (Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature) prône une approche globale de la préservation de la biodiversité⁷⁷. Dès son second article, elle introduit explicitement la séquence ERC pour la première fois dans la législation française : « *Le contenu*

⁷⁷ L'article 1^{er} précise que : « *la protection des espaces naturels et des paysages, la préservation des espèces animales et végétales, le maintien des équilibres biologiques auxquels ils participent et la protection des ressources naturelles contre toutes les causes de dégradation qui les menacent sont d'intérêt général* ».

de l'étude d'impact qui comprend au minimum une analyse de l'état initial du site et de son environnement, l'étude des modifications que le projet y engendrerait et les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables pour l'environnement ».

Cette loi introduit donc aussi les études d'impact sur l'environnement (au sein desquelles la séquence ERC doit être développée) qui préconise une évaluation à travers laquelle l'écologie du paysage, sur laquelle s'appuie les fondements de la TVB, commence à prendre son essor (Burel et Baudry 1999). Certains projets de planification territoriales intègrent les continuités écologiques qui ont d'ailleurs des origines urbanistiques de verdissement de l'aménagement avec des fonctions sociales d'esthétisme, de loisirs, de salubrité etc. (Fabos 1995, Cormier et Carcaud 2009). C'est le cas du Schéma directeur d'aménagement et d'urbanisme (SDAU) de la région Ile de France de 1976 où la trame verte est un des principes d'aménagement pour un lien entre l'espace urbain et l'espace rural et pour un cadre de vie agréable. C'est aussi le cas du « SDAU vert » de 1983 de l'agglomération de Rennes avec des réflexions sur les ceintures vertes. Mais il faudra attendre encore quelques années pour que cette notion de « trame verte » aille « *au-delà d'un groupe d'intellectuels initiés* » (Toublanc et Bonin 2012).

Il faut ensuite attendre 1992 pour que l'Europe affirme l'importance de la préservation de la biodiversité notamment *via* la Directive 92/43/CEE dite « Habitats, Faune, Flore » qui conditionne la destruction d'espèces protégées et que la France transcrit en 1995⁷⁸. L'Europe définit également une stratégie paneuropéenne des réseaux écologiques en 1995 que la France ratifie en 1996, s'engageant alors à cartographier ses continuités écologiques au niveau national.

Mais si les préoccupations environnementales sont de plus en plus prégnantes en France dans les années 1990, leur intégration, poussée par l'Europe, reste essentiellement limitée au niveau des projets opérationnels d'aménagement avec des approches encore peu intégratives de la biodiversité, et n'a globalement pas permis d'établir une « planification écologique » (Falque 1998).

2.2. 2000-2007 : des politiques aux dynamiques chancelantes malgré la formulation explicite de la politique TVB

Dans les années 2000, les lois LOADDT (Loi n°99-533 du 25 juin 1999 d'orientation pour l'aménagement et le développement durable du territoire) et SRU (Loi n°2000-1208 relative à la solidarité et au renouvellement urbains) introduisent le principe de « développement durable » et reconnaissent l'importance des enjeux environnementaux dans la planification territoriale. La loi LOADDT met en place les schémas de services collectifs des espaces naturels et ruraux (SSCENR) qui marquent les débuts de la politique TVB. En effet, les SSCENR visent précisément l'identification des « *réseaux écologiques, [des] continuités et [des] extensions des espaces protégés qu'il convient d'organiser* » (article 23). Toutefois, leur portée juridique faible (*i.e.*, ils ne s'imposent pas aux principaux documents d'urbanisme) ne leur permet pas de trouver un écho substantiel sur les territoires bien que des initiatives aient pu être suscitées (*e.g.*, Alsace, région grenobloise; Bonnin 2006, Piel et Vanpeene 2010). De plus, face à l'hétérogénéité des approches, il reste difficile d'appuyer une stratégie nationale sur les continuités écologiques.

En 2004, avec l'adoption de la stratégie nationale pour la biodiversité, la France prévoit de renforcer la connectivité écologique de son territoire (en reprenant l'objectif international des signataires de la Convention sur la diversité biologique de stopper la perte de biodiversité d'ici 2010). Finalement, il faut attendre le Grenelle de l'environnement de 2007 pour que le sujet fasse l'objet d'une politique à part entière.

C'est aussi le cas de la séquence ERC, bien que les directives européennes soient motrices pour son intégration dans la planification territoriale, avec en particulier en 2001 la Directive 2001/42/CE dite

⁷⁸ Grâce au Décret n° 95-631 du 5 mai 1995 relatif à la conservation des habitats naturels et des habitats d'espèces sauvages d'intérêt communautaire

« SEA » (*Strategic Environmental Assessment*), la séquence reste extrêmement peu mise en œuvre en pratique (Quétier *et al.*, 2014).

2.3. Du Grenelle de l'environnement (2007) à 2018 : des politiques réaffirmées se rencontrent

Dans la démarche des Grenelle, l'Etat a mis en place des comités opérationnels au niveau national (COMOP). Ils réunissent les cinq collèges (collectivités, État, syndicats, entreprises et associations)⁷⁹ et l'un d'eux est spécifiquement dédié à la question complexe et innovante de la mise en œuvre opérationnelle de la TVB (Vimal *et al.*, 2013). Les membres de ce COMOP ont travaillé deux ans pour l'élaboration du socle législatif et du cadre pour la politique TVB. Ceci marque la réelle volonté étatique pour le succès d'une telle politique.

C'est à travers la loi dite « Grenelle I » (Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement) que la création à 2012 d'une trame verte et d'une trame bleue est ordonnée. Celle loi modifie le code de l'urbanisme pour y intégrer « *la création, la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques* » (Art L 101-2) et l'article 23 qui prévoit notamment la mise en place de mesures compensatoires aux atteintes portées dans les espaces de continuités écologiques dans les projets et documents de planification.

Aussi grâce à la Loi Grenelle I, la Directive SEA est transposée en droit français⁸⁰ imposant que la séquence ERC soit appliquée aux plans et programmes en plus des projets. En effet, jusqu'en 2009, la séquence ERC n'était appliquée que dans les études d'impact de certains types de projet (type carrière ou infrastructure, pionniers pour l'application d'ERC ; Biotope 2016), et pour les procédures de dérogation pour la destruction d'espèces protégées depuis 2007.

Un an plus tard, en 2010, la loi dite « Grenelle II » (LOI n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement) définit les composantes de la trame verte et de la trame bleue, les objectifs et précise les relations d'opposabilité pour les documents ayant trait aux continuités écologiques, notamment pour les documents d'aménagement et d'urbanisme. Une série de décrets permet de créer des comités national et régionaux TVB ou encore d'adopter les orientations nationales de la TVB. C'est aussi à travers cette loi que sont créés les des schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE). Le SRCE est l'outil qui a pour vocation de déployer la TVB sur l'ensemble des territoires français. Il met ainsi la TVB au rang de politique phare au niveau national, mobilisant de nombreux acteurs. L'intérêt et les enjeux liés à la politique TVB sont régulièrement réaffirmés depuis pour « faire de la France un pays exemplaire en matière de reconquête de la biodiversité » (extrait de la conférence environnementale de 2012).

Par ailleurs, la loi Grenelle II, accompagnée d'un décret⁸¹ en 2011, réforme les études d'impact en redéfinissant et en enrichissant leur contenu et leur champ d'application. Une approche systémique est exigée, en plus de celle thématique, dans laquelle les continuités écologiques doivent être considérées.

⁷⁹ Les cinq collèges du Grenelle sont plus précisément : (i) les représentants de collectivités territoriales et de leurs groupements, (ii) les représentants de l'Etat et de ses établissements publics, (iii) les représentants d'organismes socio-professionnels et les usagers de la nature, (iv) les représentants d'associations, d'organismes ou de fondations œuvrant pour la préservation de la biodiversité et les gestionnaires d'espaces naturels, (v) les scientifiques et les personnalités qualifiées. Pour la TVB, se référer au décret n°2011-738 du 28 juin 2011 relatif au Comité national TVB, et au décret n°2011-739 du 28 juin 2011 relatif aux Comités régionaux TVB.

⁸⁰ La France transpose la Directive à travers une ordonnance (2004-489) et deux décrets (2005-613 et 2005-608 du 27 mai 2005) accompagnés d'une circulaire du Ministère en charge de l'équipement du 6 mars 2006. Cependant la commission européenne met en demeure la France en octobre 2009 pour transposition incorrecte et incomplète par rapport au champ d'application de l'évaluation environnementale.

⁸¹ Décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements

Ces évolutions réglementaires ont un effet très positif sur la prise en compte de la biodiversité au sein des études d'impact. Cependant, on constate aujourd'hui que la logique des continuités écologiques y est encore faiblement intégrée (Bigard *et al.* 2017).

Par la suite, plusieurs lois récentes telles que la loi dite « MAPTAM » (Loi n° 2014-58 du 27 janvier 2014 de modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles), la loi dite « ALUR » (Loi n° 2014-366 du 24 mars 2014 pour l'accès au logement et un urbanisme rénové) ou encore la loi dite « NOTRe » (Loi n° 2015-991 du 7 août 2015 portant nouvelle organisation territoriale de la République) contribuent à l'amélioration de l'intégration de la dimension environnementale dans la planification territoriale. Ainsi les régions sont positionnées comme cheffes de file biodiversité, un nouveau schéma régional intégrateur apparaît (le schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires – SRADDET), l'urbanisme est rénové avec en son centre l'intercommunalité et une attention particulière pour réduire la consommation de nouveaux espaces non urbanisés.

Enfin, c'est en 2016, avec la loi Biodiversité⁸², quarante ans après la loi sur la protection de la Nature, que la préservation de la biodiversité est remise à l'honneur notamment grâce à une nouvelle gouvernance dédiée avec la création d'une Agence Française pour la Biodiversité et de Comités national et régionaux de la biodiversité. La séquence ERC est réaffirmée dans la hiérarchie de ses phases et de nouveaux outils pour anticiper les compensations écologiques sont instaurés. La loi met à nouveau en lumière l'importance des continuités écologiques et crée un nouvel outil « espaces de continuités écologiques ». La « solidarité écologique » est érigée comme un principe fondamental dans la loi comme nous l'avons évoqué en introduction. Par ailleurs, l'autorité environnementale est restructurée par décret⁸³ en 2016 avec la mise en place de Missions régionales d'autorité environnementale (MRAe) qui renforcent l'indépendance des avis sur les évaluations environnementales constitutives des dossiers à l'origine des plans et programmes d'aménagement.

Ainsi, on observe une montée en puissance des deux politiques dans la planification territoriale. Tant la TVB que la séquence ERC sont désormais bien connues des acteurs des territoires. Le socle réglementaire est renforcé, ce qui montre une volonté politique pour que ces politiques participent à construire une vision stratégique et intégrée des territoires (et non plus uniquement projet par projet). Les politiques ERC et TVB sont liées dans les textes mais sans que cela ne soit précisé pour leur mise en œuvre dans le cadre de la planification. Justement, il existe des difficultés dans cette mise en œuvre, en particulier pour la séquence ERC pour laquelle l'intégration dans la planification est encore nouvelle et peu appliquée (Autorité environnementale, 2016).

⁸² Loi n°2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages

⁸³ Décret n° 2016-519 du 28 avril 2016 portant réforme de l'autorité environnementale

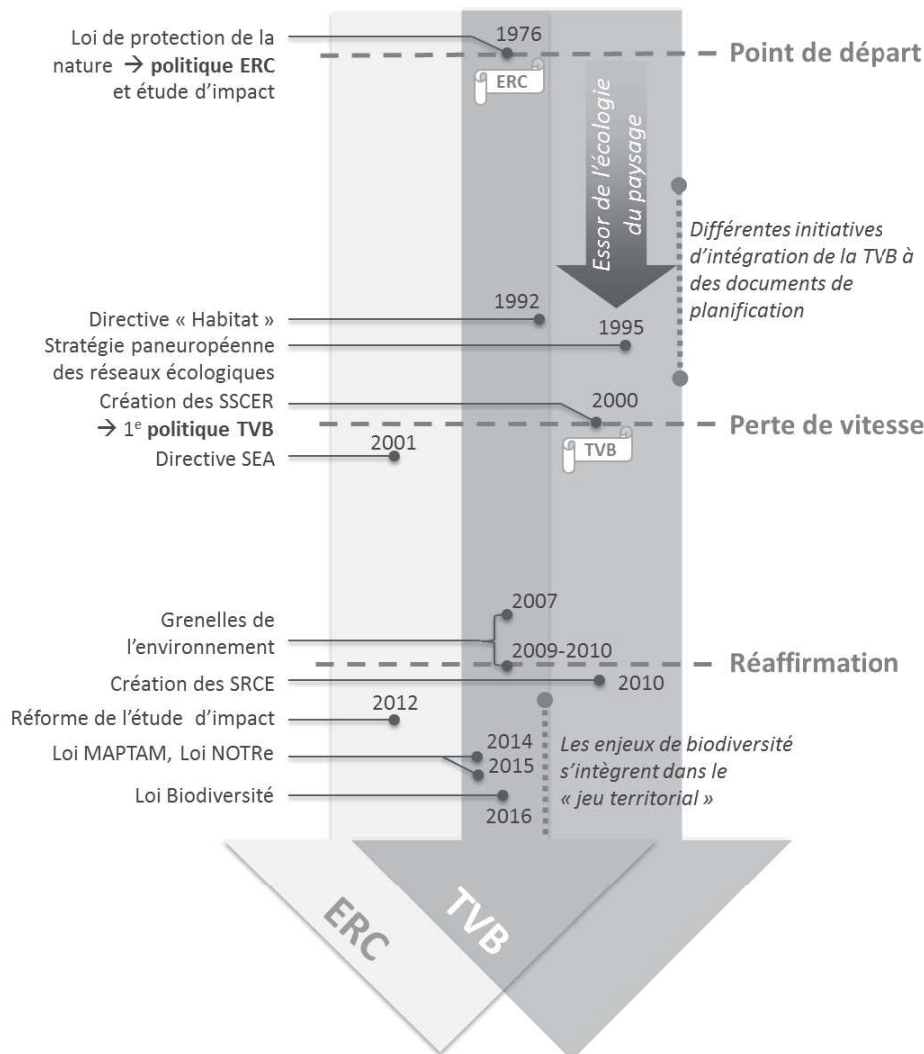


Figure 36 : Historiques et dynamiques temporelles des politiques TVB et ERC

3. Des difficultés à l'intégration des politiques dans la planification

Malgré la volonté et le socle législatif existant, les deux politiques, désormais mieux définies, peinent à être mises en œuvre dans les documents d'aménagement des territoires. Nous soulignons dans cette partie quelques-unes des causes pouvant expliquer ces difficultés qui ont principalement trait aux manques de moyens, à l'hétérogénéité des acteurs impliqués, à des déficiences dans les exigences réglementaires ou encore une approche et une articulation inter-échelles complexe pour chacun des outils.

3.1. Une insuffisance des moyens

De façon générale, les collectivités manquent de moyens humains et financiers pour élaborer les documents d'aménagement du territoire à la hauteur des ambitions énoncées pour une mise en œuvre efficace de la TVB et de la séquence ERC. Cette difficulté se reflète tant sur le plan des outils et des méthodes mis à disposition que des compétences nécessaires pour les utiliser ou encore des financements et du temps nécessaires.

Par ailleurs, les moyens manquent également concernant l'instruction et le contrôle de légalité des documents d'aménagement du territoire. Par exemple, au niveau régional et local, ce sont les Missions régionales d'autorité environnementale (MRAe) qui réalisent ce contrôle. Toutefois, ces MRAe sont récentes, disposent de peu de moyens (environ la moitié sont des membres « associés » c'est-à-dire des bénévoles universitaires ou retraités issus d'établissements publics ; Autorité environnementale 2016) et mobilisent peu d'experts écologues aptes à juger de la cohérence des propositions à la lumière des connaissances scientifiques. Le suivi des documents d'aménagement représente une charge de travail considérable en lien avec les évolutions législatives qui poussent les territoires à réviser ou à se doter de tels documents. Les avis donnés peuvent manquer d'harmonisation entre les documents contrôlés, alors que les agents en charge de ces contrôles se forment souvent « chemin faisant » sur la TVB et la séquence ERC, en même temps que les maîtres d'ouvrage.

3.2. Une multiplicité des acteurs et donc des intérêts, valeurs et représentations

L'aménagement du territoire concerne de multiples acteurs, obligeant à un élargissement de la « mosaïque des parties prenantes » (Torre et Beuret 2012). Allant des aménageurs privés et publics, aux associations en passant par les bureaux d'étude ou encore les différents organismes constitutifs du mille-feuille territorial français, les acteurs mobilisés (individuels ou institutionnels) sont divers par leurs compétences, leurs identités, leurs intérêts, leurs représentations et leurs valeurs. Ces acteurs varient entre les niveaux de gouvernance et leur mobilisation est également variable. Cela peut créer des incohérences entre niveaux de gouvernance. Par exemple, dans le cadre de la TVB, les acteurs mobilisés aux niveaux national et régional répondent à l'exigence de la gouvernance à cinq prévue suite au Grenelle, tandis que les acteurs mobilisés au niveau local correspondent aux personnes publiques associées.

Cette multiplicité et cette diversité sont essentielles pour la planification territoriale mais impliquent un travail d'autant plus complexe pour les maîtres d'ouvrage confrontés à des jeux d'acteurs multiples et donc des relations de pouvoir, des tensions et des conflits à gérer.

3.3. La faiblesse des exigences juridiques

Parmi les trois niveaux d'opposabilité que prévoit la loi française (la loi Grenelle II en l'occurrence) pour organiser les liens entre les normes dites supérieures et celles dites inférieures, c'est celui de la « prise en compte » qui a été choisi pour la TVB. Il s'agit du niveau le plus faible après la « conformité » et la « compatibilité ». La « prise en compte » impose de ne pas s'écarter des orientations fondamentales de la norme dite supérieure, sauf, sous le contrôle du juge, pour un motif tiré de l'intérêt de l'opération et dans la mesure où cet intérêt le justifie (Conseil d'État, 17 mars 2010, 9 juin 2004 et 28 juillet 2004). La possibilité de dérogation à la norme supérieure reste vague et la jurisprudence, principale voie pour préciser les implications juridiques, reste encore peu étendue.

Par ailleurs le « bon état » des continuités écologiques est affiché comme une obligation de résultat de la politique TVB. Mais l'objectif de « bon état » n'est pas clairement défini, excepté pour le volet « trame bleue » où des normes sont fixées avec la Directive cadre sur l'eau. Les outils de mesure de l'objectif ne sont pas non plus identifiés et peu opérationnels. Au niveau national, aucune sanction n'est explicitement envisagée, excepté *via* le contrôle de légalité. Les responsabilités sont encore floues. Ainsi, ce cadre imprécis couplé aux faibles exigences réglementaires limite la mise en œuvre opérationnelle de la TVB.

Concernant l'application de la séquence ERC, les objectifs et les contrôles jusqu'alors absents ou peu pertinents, sont précisés et renforcés avec la loi Biodiversité. En effet, elle impose aux maîtres d'ouvrage une obligation de résultat avec un objectif associé d' « absence de perte nette de biodiversité » (*No Net Loss*) pour les mesures qu'ils proposent. Cependant, ces exigences très ambitieuses pourraient affaiblir le cadre juridique préexistant dans le sens où, considérés comme inatteignables, les acteurs se cantonnent à une application de la séquence pour « un moindre mal » (Semal et Guillet 2017). En outre, force est de constater que la séquence ERC est encore difficilement appliquée dans les documents de planification

avec des démarches insuffisantes, voire inexistantes ou supposées inutiles dans les documents d'urbanisme (Autorité environnementale 2016).

3.4. Une articulation inter-échelles compliquée

Alors que la politique TVB s'intègre dans une logique *top-down* en partant des SRCE à l'échelle régionale pour aller vers une traduction au niveau local, la politique ERC résulte plutôt d'une dynamique *bottom-up* dans le sens où elle est appréhendée avant tout dans les études d'impact à l'échelle des projets d'aménagement opérationnel et a du mal à trouver sa place au niveau territoriale.

En effet, la territorialisation de la TVB reste difficile. Il s'agit d'une politique descendante (*top-down*) qui est en train de se mettre en place au niveau local mais avec des moyens réduits, une gouvernance mouvante (nouvelles compétences des acteurs, nouveaux comités) et sur la base d'une connaissance qui évolue rapidement et qui réinterroge les représentations des acteurs. Comme nous l'avons évoqué précédemment, des initiatives existaient sur les territoires avant la TVB mais ont été difficilement valorisées dans le cadre de la politique TVB. Le niveau régional a fourni un travail souvent très important pour produire les SRCE et échanger avec les niveaux locaux en bénéficiant d'une dynamique également importante au niveau national. La TVB est actuellement en « perte de vitesse » au niveau national avec une diminution par quatre du nombre de personnes en charge de la politique au Ministère et de nombreuses incertitudes quant au devenir du centre de ressources TVB. En effet, au niveau régional, l'arrivée d'un nouveau schéma intégrateur⁸⁴ (le SRADDET) porté uniquement par les conseils régionaux pourrait mener à une diminution de l'ambition donnée aux continuités écologiques. Enfin, l'animation entre les niveaux de gouvernance est importante pour passer d'une « TVB de papier » à une « TVB de projet et d'actions » qui ne se limite pas à un état des lieux. L'articulation entre les projets des territoires est à parfaire et dépend largement des territoires, en particulier par la crainte du contentieux juridique qui peut limiter les ambitions de certains acteurs et qui se traduit par exemple avec des documents d'urbanisme peu prescriptifs à propos des continuités écologiques (Autorité environnementale 2016, Chaurand 2017). Ainsi, nous pouvons souvent lire des phrases types dans des SCoT : « *Les documents d'urbanisme locaux précisent les mesures appropriées pour le maintien et la restauration des continuités écologiques* ». De plus, l'identification des continuités écologiques, lorsqu'elle est faite, reste régulièrement au niveau de l'état des lieux (*i.e.*, état initial de l'environnement) avec un manque voire une absence d'analyse des impacts des choix faits dans le reste du document (*i.e.*, dans le PADD – projet d'aménagement et de développement durable – et le DOO d'un SCoT – document d'orientation et d'objectifs – ou le règlement d'un PLU). L'articulation entre les échelles de gouvernance n'est donc actuellement pas faite.

Pour l'application de la séquence ERC, la démarche est en revanche davantage ascendante (*bottom-up*), s'étant consolidée dans le cadre des projets opérationnels d'aménagement. La démarche Éviter-Réduire-Compenser est peu appliquée, voire absente, dans les documents de planification territoriale dans lesquels l'impact sur l'environnement des orientations proposées n'est pas étudié (Autorité environnementale 2016). L'évitement à l'échelle territoriale et stratégique de la planification de l'aménagement est complexe à envisager par les rédacteurs des documents car ils manquent d'information sur la répartition des enjeux écologiques sur leur territoire. En outre, bien que beaucoup de métropoles et que certaines agglomérations françaises y réfléchissent, la compensation écologique n'est pas ou que très peu anticipée de façon stratégique dès les documents de planification (cf. ma Thèse).

⁸⁴ Le SRADDET : schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires, et un document de planification instauré par la loi NOTRe (LOI n° 2015-991 du 7 août 2015 portant nouvelle organisation territoriale de la République) à l'occasion de la mise en place des nouvelles Régions.

Afin de mieux faire face à ces difficultés et parce que les politiques TVB et ERC se rejoignent tout ou partie dans leurs objectifs (prévenir l'érosion de la biodiversité), leurs territoires d'application (au-delà des seuls espaces protégés), les acteurs impliqués (décideurs, agents des services instructeurs, bureaux d'étude, chercheurs, *etc.*), nous pensons que les complémentarités entre ces deux politiques sont à préciser. Nous cherchons donc à mieux cerner en quoi et comment ces politiques peuvent être complémentaires pour une planification territoriale plus ambitieuse en matière de prise en compte des enjeux liés à la conservation de la biodiversité. Cet intérêt a aussi été suscité par le constat d'une multiplication actuelle des initiatives de rapprochement des deux politiques en pratique, initiatives sur lesquelles nous nous appuyons (cf. Encadré 1).

Encadré 1 : des initiatives de liaison des politiques ERC et TVB

Tout d'abord on note que des réflexions sont menées au niveau régional. C'est le cas par exemple en région Occitanie avec la signature en 2013 par les services de l'Etat et ceux du conseil régional du Languedoc-Roussillon d'un « Protocole régional pour l'élaboration d'un cadre régional pour la compensation environnementale » liant le groupe de travail régional sur ERC et les travaux menés sur la TVB. Ce protocole est étendu aujourd'hui étendu à la nouvelle grande région Occitanie créée en 2016 à travers une communauté régionale ERC (dit « CRERCO »).

D'autres initiatives plus opérationnelles sont identifiables au niveau d'établissements publics de coopération intercommunale. Par exemple, la communauté d'agglomération de Nîmes métropole développe des réflexions pour définir une stratégie d'anticipation et de planification des mesures compensatoires, en s'appuyant notamment sur ses travaux antérieurs relatifs à l'identification de la TVB. Montpellier Méditerranée Métropole, en lien avec le CEFECNRS, a mené également une étude pour la planification de la séquence ERC dans son schéma de cohérence territoriale (SCoT), étude reprenant notamment les travaux sur les continuités écologiques ainsi que les concepts issus de l'écologie du paysage. Nous pourrions également citer les communes et/ou intercommunalités des régions de Bordeaux, Rouen, Rennes, Grenoble, Chambéry, *etc.* qui initient dans leurs documents d'urbanisme (SCoT, PLU et PLU intercommunaux) l'intégration d'une démarche ERC et des continuités écologiques. Mais cette intégration est souvent encore très générale, ne permettant pas une anticipation, notamment foncière, et focalisant sur la problématique des espaces de compensation écologique. Par exemple, il est noté dans le SCoT du Pays de Rennes :

- « Dans les secteurs agro-naturels, la fonctionnalité écologique devra être assurée en protégeant et en valorisant les principales haies et milieux naturels (zones humides, mares, landes ...) qui assurent les continuités écologiques ainsi que les principaux boisements existants ou par des actions de replantation bocagère et de compensation de milieux lorsqu'il y a lieu » ;

- « Les extensions urbaines doivent être contenues afin d'éviter une consommation excessive des espaces agricoles et naturels »

Ces quelques exemples représentent une infime partie de l'existant. D'où l'intérêt d'approfondir la réflexion sur les complémentarités et les potentiels effets pervers de l'association des deux politiques publiques.

4. Complémentarités des politiques ERC et TVB pour la planification

Nous distinguons les différents apports réciproques de ces deux politiques selon quatre angles d'analyse. En effet, appréhendés ensemble, ces outils 1) favorisent une approche intégrée de la biodiversité, 2) lient des communautés d'acteurs pour une plus grande efficacité d'action, 3) se servent sur le plan des opportunités financières et finalement, 4) engendrent une plus-value sur le plan opérationnelle et stratégique (résumé en Figure 3).

4.1. Privilégier une approche intégrée de la biodiversité

La TVB fournit des éléments de méthode aux acteurs des territoires pour développer une approche globale de la biodiversité, tant « remarquable » qu'« ordinaire » (Mougenot 2003), au niveau du paysage (au sens de Burel et Baudry 1999)⁸⁵. Les réservoirs de biodiversité, les corridors écologiques et les cours d'eau sont spatialisés, caractérisés et hiérarchisés selon s'ils sont « à préserver » ou « à remettre en bon état ». L'application de la séquence ERC peut se servir des méthodes et composantes de la TVB. En effet, cela peut permettre de compléter utilement l'analyse des impacts et dépasser une approche encore majoritairement centrée sur les espèces protégées et les projets opérationnels pour appréhender la séquence ERC à travers une approche plus territoriale.

En ce qui concerne l'évitement – première phase de la séquence impliquant une absence d'impact, l'objectif est de préserver la biodiversité de façon stricte et donc le « bon état » des continuités écologiques. Les composantes de la TVB, en particulier celles ayant un objectif « à préserver », peuvent servir pour planifier et spatialiser l'évitement des impacts futurs. La planification de l'évitement revient non seulement à une préservation classique telle qu'elle est habituellement menée *via* les espaces protégés avec un intérêt écologique fort, mais également à une préservation de certains espaces sous pression, c'est-à-dire en particulier une mise en défend des milieux semi-naturels dans les zones périurbaines pas nécessairement dotées d'une biodiversité aussi remarquable. Ainsi, la planification conjointe de la TVB et de l'évitement permettrait de favoriser une « inversion du regard » sur l'aménagement, c'est-à-dire en considérant d'abord les enjeux écologiques avant d'envisager les projets économiques. Cela permettrait aussi de mettre en phase ces deux politiques en considérant leur territorialisation conjointement plutôt que l'une en parallèle de l'autre.

La réduction des impacts – deuxième phase de la séquence impliquant la présence de projets opérationnels et d'un impact, a pour objectif d'aménager les espaces en réduisant les impacts sur la biodiversité, espaces jugés de moindres enjeux (écologiques et/ou sociétal) car non évités et donc acceptant une possible dégradation. Les documents de planification peuvent faire des recommandations, voire des préconisations ou établir des règles pour penser « au mieux » les aménagements en les rendant plus « perméables » à la biodiversité. Ces mesures et actions peuvent concerner par exemple la perméabilité des clôtures, le maintien des infrastructures écologiques, la mise ne place de voies douces de circulation, l'optimisation du pourcentage de superficie d'espaces verts, une zonation de priorités assortis de règles particulières dans les PLU et PLUi ou encore des marges de recul par rapport aux éléments bocagers et aux cours d'eau. Pour encadrer et aller plus loin dans ce type d'initiative, les orientations d'aménagement et de programmation (OAP) des PLU sont des outils particulièrement intéressants pour planifier la phase de réduction en intégrant notamment des concepts d'écologie du paysage.

Par exemple, Brest métropole a ajouté des OAP dans son PLU intercommunal (PLUi) en tant que démarche de réduction des impacts du plan d'aménagement dans la logique de la séquence ERC. En effet, une OAP thématique environnement est dédiée aux continuités écologiques pour (i) conforter les cœurs de biodiversité, (ii) assurer le principe de connexion et (iii) conforter l'armature verte urbaine. Il est notamment noté dans les modalités d'aménagement que « *L'extension des bâtiments existants sera limitée et la perméabilité des clôtures pour la petite et moyenne faune sera encouragée* » ; « *La transparence écologique des ouvrages (passage pour la faune, continuité piscicole, transit sédimentaire...) sera assurée* ». Des OAP de secteur complètent l'OAP thématique pour les zones d'extension de l'urbanisation et les opérations de renouvellement urbain en zones urbaines. Ces OAP spécifient les « principes de qualité urbaine et environnementale » qui seront à préciser à nouveau lors de la mise en œuvre du projet par l'aménageur : armature verte existante ou à créer, coupure entre les espaces économiques, marge de recul des constructions, front végétal, haie et talus à conserver ou à requalifier, *etc.* (Figure 2). De même, Grenoble-Alpes Métropole s'engage dans une démarche similaire en envisageant une OAP « paysage et

⁸⁵ Le paysage est considéré comme « *un niveau d'organisation des systèmes écologiques supérieur à l'écosystème* » (Burel et Baudry 1999).

biodiversité » valable pour l'ensemble du PLUi de la Métropole et qui vise à systématiser l'émergence de projets respectueux de l'environnement et donc de moindre impact sur le territoire.

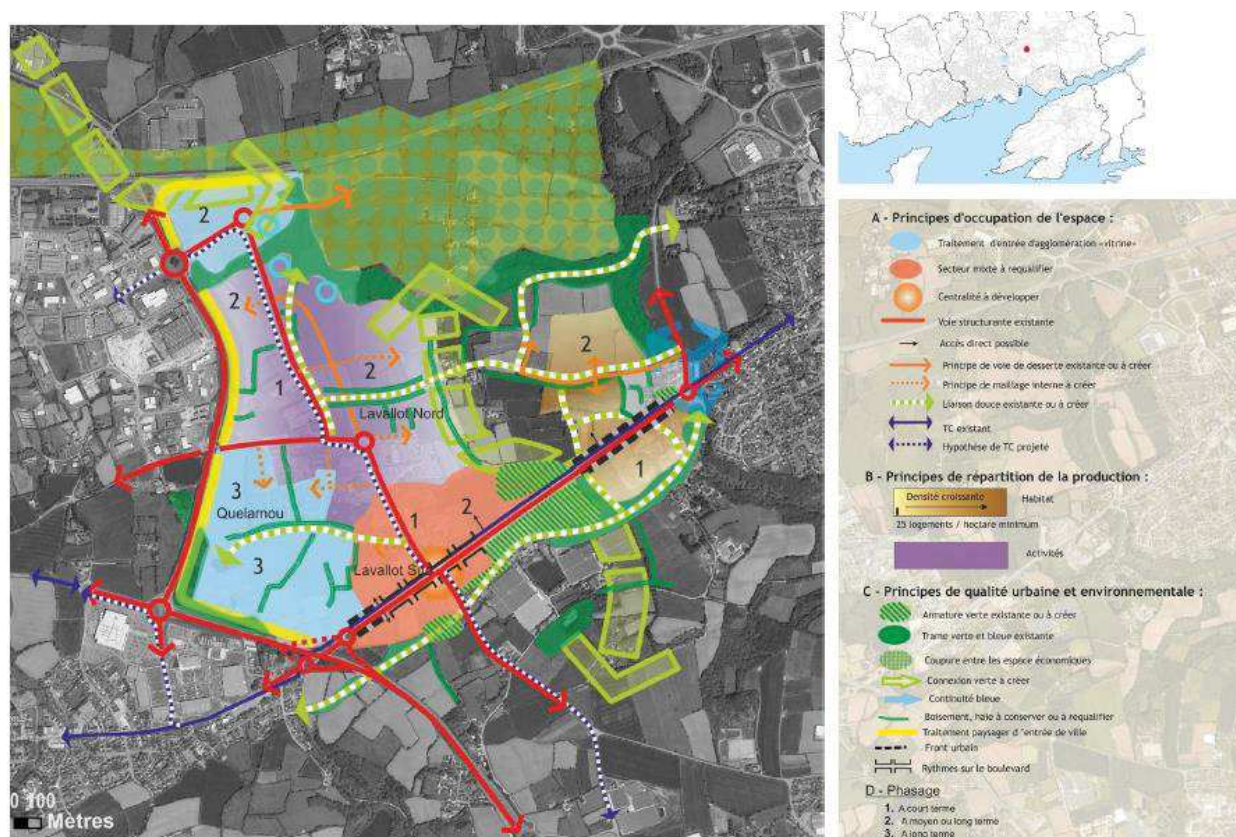


Figure 37: Extrait du PLU intercommunal Facteur 4 de Brest métropole (2014), orientation d'aménagement et de programmation du secteur Gouesnou-Guipavas

Enfin, l'objectif de la compensation écologique – dernière phase de la séquence impliquant la présence de projets opérationnels dont l'impact résiduel est significatif, est de créer une « plus-value de biodiversité » à la hauteur des pertes dues aux impacts des aménagements. Analyser la compensation à l'échelle de la planification afin de pouvoir se doter d'une stratégie de compensation territoriale doit permettre de prévoir et d'organiser les compensations écologiques futures dans l'optique d'assurer, et si possible d'optimiser, leur efficacité écologique. Ainsi, la TVB représente un réseau écologique cohérent sur le territoire avec lequel les compensations écologiques ont un très grand intérêt à être articulées. En effet, cette perspective se base sur le constat de l'inefficacité des compensations actuelles en lien avec un pastillage du territoire de zones de compensation écologique isolées (Quétier *et al.* 2014) ; une opération de restauration écologique a plus de chance d'être un succès si elle n'est pas isolée et si elle peut être colonisée par des espèces extérieures (Hodgson *et al.* 2011). En outre, en plus de servir de réseau écologique cohérent à partir duquel articuler les futures zones de compensation, certaines continuités écologiques nécessitant une « remise en bon état » peuvent être des espaces pertinents pour mener des actions de restauration écologique dans le cadre de compensations.

Toutefois, nous pouvons nuancer l'opportunité d'associer TVB et ERC par la réalité de terrain et notamment en ce qui concerne les impacts sur des espèces spécifiques. En effet, dans certains cas la compensation doit autant que possible être réalisée au plus près de l'impact afin de cibler les mêmes populations, les sites choisis n'étant pas forcément liés aux enjeux de continuités écologiques.

4.2. Créer une cohésion entre acteurs au sein d'un territoire

Les politiques TVB et ERC ainsi que leur mise en œuvre au niveau des territoires ne posent pas la même question fondamentale et mobilisent ainsi des communautés d'acteurs diverses et qui ne se rencontrent pas toujours.

D'une part, la TVB réunit des écologues mais aussi des urbanistes, des architectes, des paysagistes autour de la question « que dois-je préserver ? », indépendamment de toute perte de biodiversité et en considérant les aménagements existants comme des éléments qui participent à la perte et à la fragmentation des habitats. Les acteurs réunis sont essentiellement des acteurs du secteur public. Les bureaux d'études privés sont des acteurs essentiels de l'élaboration et de la mise en œuvre de la TVB mais sont peu associés aux échanges sur la politique TVB. Par exemple, ils sont absents de la gouvernance du Grenelle en cinq collèges.

D'autre part, la séquence ERC réunit tout d'abord des aménageurs (collectivités, urbanistes, architectes, etc.), mais aussi des écologues autour de la question « où puis-je aménager ? », en acceptant une possible dégradation de la biodiversité sur une partie du territoire bien que l'objectif d'aucune perte nette soit exigé au niveau du territoire dans son ensemble. Les acteurs réunis sont donc d'abord des acteurs du secteur privé.

Ainsi, les collectivités territoriales sont des acteurs « relais » essentiels dans le cadre de la planification territoriale. Celles-ci ont un rôle déterminant de coordination, de communication et de médiation entre les acteurs et les territoires (Nay et Smith 2002). A la fois « protecteurs » de l'environnement et « aménageurs » du territoire, les collectivités déclinent la TVB et la séquence ERC et peuvent lier les acteurs d'environnement et d'aménagement. Elles lient simultanément des acteurs mobilisés par la TVB et par ERC dans l'objectif de travailler en synergie sur des thématiques qui nourrissent mutuellement mais jusqu'alors traités indépendamment. Citons l'exemple de l'ancienne région Languedoc-Roussillon qui a mis en place fin 2013 un groupe régional « ERC » co-piloté par l'Etat et la Région et qui rassemble des bureaux d'études, des chercheurs et des maîtres d'ouvrage, *etc.* (cf. Encart 1). Cette démarche a permis en particulier de resserrer les échanges entre l'Etat et les collectivités avec le sentiment d'un apport mutuel : la déclinaison d'une politique TVB portée par l'Etat et sur laquelle s'impliquent les collectivités, *versus* la précision des attendus sur l'application de la séquence ERC (en particulier la compensation écologique) pour faciliter les projets des collectivités et le suivi de ces projets par l'Etat.

4.3. Trouver des opportunités financières

Des circonstances financières peuvent inciter à lier les deux politiques, entre des financements par le biais de la planification et d'autres lors du projet opérationnel d'aménagement.

En effet, au niveau du projet d'aménagement opérationnel, le financement de l'ensemble de la séquence ERC est intégré au bilan économique du projet par l'aménageur. Ainsi, les mesures de compensation associées aux projets d'aménagement peuvent permettre de sécuriser (pour un temps donné) les espaces de continuités écologiques (Camproux-Duffrène et Lucas 2012), et de participer au « bon état » de ces continuités *via* une gestion adaptée.

Cependant, l'aménageur ne finance pas la planification de l'application de la séquence ERC au niveau du territoire⁸⁶. Il n'existe pas de moyens financiers prévus pour un investissement des collectivités dans des initiatives d'anticipation des étapes de la séquence ERC dès la planification de l'aménagement du territoire.

Ceci s'oppose à la problématique de mise en œuvre de la TVB pour laquelle différents outils financiers ciblés sur les continuités écologiques existent. On peut citer, les Contrats Nature en région Bretagne, les

⁸⁶ L'aménageur peut financer en partie la planification dans le cas de grandes infrastructures linéaires de transport pour les aménagements fonciers agricoles et forestiers (mais ces AFAF ne relèvent pas de l'aménageur).

Contrats Vert et Bleu en région Auvergne Rhône-Alpes ou encore les fonds européens (FEDER, FEADER, *etc.*). Tant qu'il n'existe pas d'outils ciblés sur la planification de la séquence ERC, ces opportunités financières peuvent accompagner la planification d'ERC et servir l'articulation des deux politiques.

4.4. Bénéficiaire d'une plus-value opérationnelle et stratégique

Tout d'abord, l'application de la séquence ERC peut faciliter la territorialisation de la TVB. L'enjeu est de passer d'une « TVB de papier et de protection » – du fait que la loi oblige à prendre en compte les continuités écologiques mais sans que les résultats attendus ne soient précis ou mesurables – à une « TVB de projet et d'actions » où les acteurs (s')investissent dans les espaces de continuités écologiques, y donnent du sens et donc assurent leur « bon état » (Chaurand 2017).

En outre, la TVB peut aussi faciliter la planification d'ERC. L'approche scientifique et technique de préservation de la biodiversité développée dans le cadre des réflexions sur la TVB est particulièrement pertinente et utile pour ERC. En effet, la séquence ERC bénéficie de l'important dynamisme créé autour de la TVB dans la planification territoriale avec une mobilisation forte des acteurs, en particulier au niveau régional, pour identifier les continuités écologiques.

Certains exemples comme le cas de la création de l' « AFA Lauze-Madeleine » sur les Garrigues de la Lauze (cf. Encadré 2), proche de Montpellier, illustrent très bien cette plus-value mutuelle des deux politiques, résultant notamment des différents apports réciproques explicités dans les points ci-dessus.

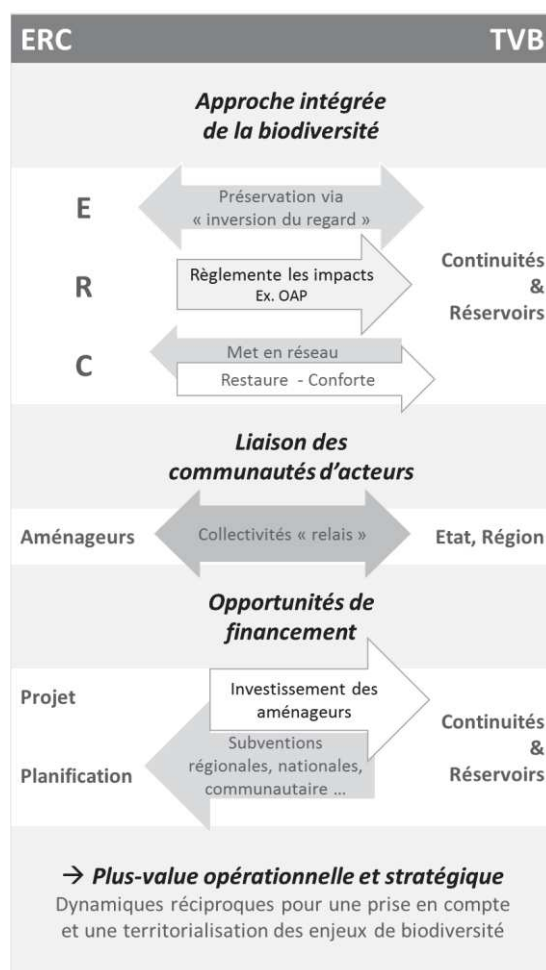
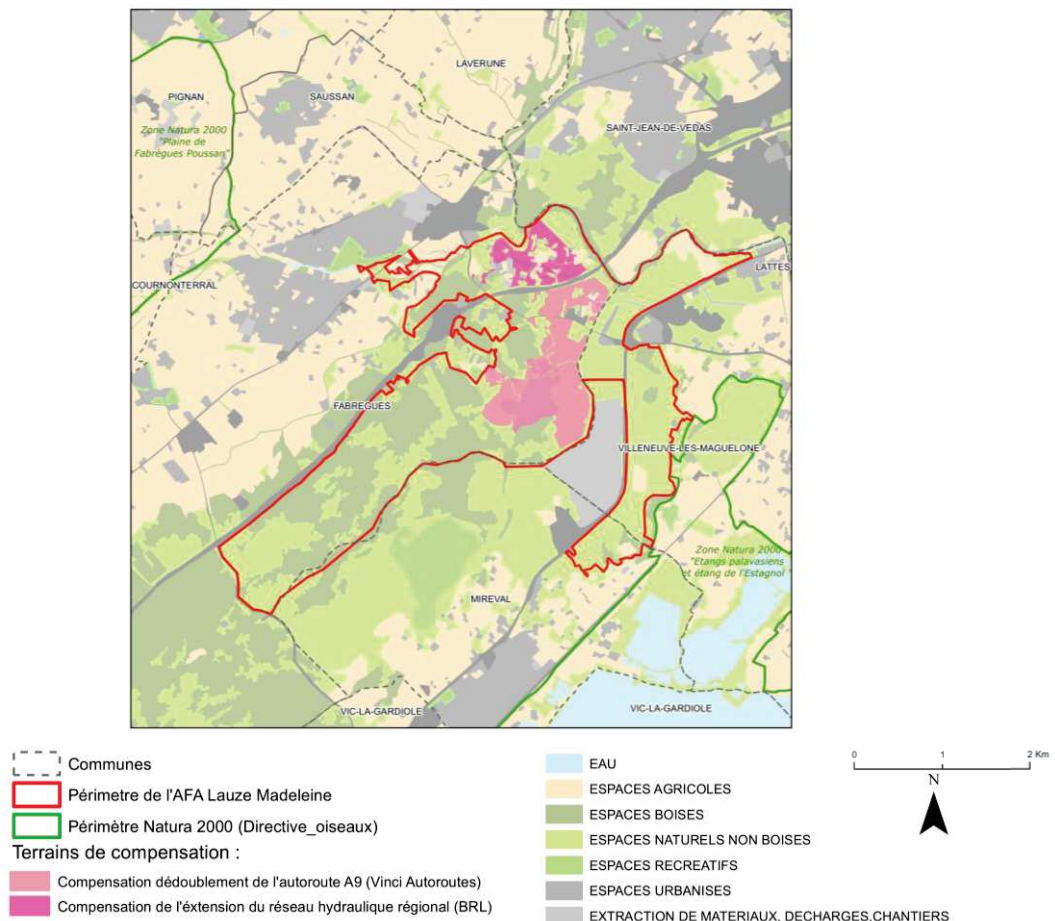


Figure 38: Synthèse des complémentarités entre les politiques

Encadré 2 : Plus-value opérationnelle et stratégique de l'association des politiques ERC et TVB : L'exemple l'AFA Lauze Madeleine

L'exemple l'AFA Lauze Madeleine située au niveau des garrigues de la Lauze à l'ouest de Montpellier illustre la plus-value de l'articulation des deux politiques. Cela montre le cas d'une « TVB de projet et d'actions » mise en œuvre *via* des mesures compensatoires déclinées par le Conservatoire d'espaces naturels du Languedoc-Roussillon (CEN-LR).

En effet, cette zone, qui subit une grande pression foncière par sa proximité avec Montpellier, est classée en « réservoir de biodiversité » (en lien avec le massif de la Gardiole dont elle est l'extrémité nord), dans la TVB du nouveau SCoT de Montpellier Méditerranée Métropole. Initialement acquise par des maîtres d'ouvrage (Vinci autoroute et BRL en l'occurrence) pour des compensations écologiques liées à des projets d'infrastructures linéaires, l'objectif est d'y restaurer et d'y entretenir d'anciennes terres de parcours extrêmement riches en biodiversité méditerranéenne (notamment des espèces de flore, reptiles et insectes patrimoniaux) *via* le redéploiement d'un troupeau d'ovins. Plusieurs partenaires techniques ont accompagnés le CEN-LR, tels que la SAFER, les Chambres d'agriculture, des associations naturalistes et des scientifiques, en lien avec les collectivités concernées. La création d'une Association Foncière Agricole, « l'AFA Lauze Madeleine » (cf. cartographie ci-dessous), a permis d'élargir le travail mené sur 165 hectares à 300 hectares, à cheval sur trois communes, touchant près de soixante propriétaires et menant ainsi à un véritable projet intégré multifonctionnel de territoire (CEN-LR 2015).



Ainsi, cette zone initialement dédiée à des mesures de compensations écologiques, assoie le réservoir de biodiversité sur le territoire et permet sa restauration écologique. De plus, cette démarche entraîne aujourd'hui un déploiement d'espaces de compensation qui s'agrègent autour de l'AFA, augmentant ainsi la superficie du réservoir de biodiversité et renforçant sa pérennité. Cet exemple illustre donc la complémentarité étroite entre la TVB et la mise en œuvre de la séquence ERC en donnant à voir aux acteurs ce que cela peut impliquer de façon opérationnelle.

5. Limites à la complémentarité

Après avoir parcouru les différents éléments participant à la plus-value d'une association des politiques TVB et ERC dans une approche conjointe pour la préservation de la biodiversité à l'échelle de la planification, il s'agit maintenant d'évoquer les limites liées à ce type de démarche. Quatre principales limites apparaissent. Elles sont notamment liées à la rigidité des zonages inscrits dans les documents de planification, aux questions d'incompatibilité temporelle dans les modalités de mise en œuvre des deux politiques, à des questions sociétales ou encore à la nécessaire condition d'additionalité des politiques publiques.

5.1. Le zonage dans les documents de planification

Les documents d'urbanisme sont au cœur de la planification territoriale mais l'inscription territoriale des concepts scientifiques sur lesquels s'appuient la TVB et la séquence ERC y est difficile. En effet, la logique de zonage – modèle urbanistique ségréatif et monofonctionnel dit « fonctionnaliste » (Cormier et Carcaud 2009) – qui y est promue rend difficile l'appréhension des processus écologiques dynamiques et diffus sur les territoires et néglige ainsi la question de leur fonctionnalité écologique. Par ailleurs, les documents d'urbanisme n'interfèrent pas sur les modes de gestion des espaces zonés, autre limite forte de ces documents à la mise en œuvre des deux politiques.

Les orientations d'aménagement et de programmation (OAP) sont aussi des outils particulièrement intéressants pour dépasser la logique stricte du zonage dans les PLU et PLUi (Debray 2016). Les OAP sont opposables au tiers mais s'appliquent dans un rapport de « compatibilité », niveau moins exigeant que celui de « conformité » exigé pour le règlement du PLU. Leur souplesse juridique mais aussi leur dimension opérationnelle autorisent les collectivités à s'orienter de façon ajusté aux enjeux de leurs territoires vers un urbanisme « écologique » en affichant notamment la multifonctionnalité des espaces (e.g., PLUi de Brest Métropole), vers des logiques d'incitation plutôt que de contrainte.

D'autres initiatives sont identifiables. Par exemple, le syndicat mixte du Pays de Rennes⁸⁷ a adossé à son SCoT un atlas des « milieux naturels d'intérêt écologique » (MNIE). Cet outil original et évolutif délimite de façon précise des espaces jugés d'intérêt écologiques et donc à préserver ou à remettre en « bon état ». Les MNIE sont régulièrement mis à jour et leur zonage l'est également au regard de l'évolution des milieux. Cela permet de pallier en partie les limites actuelles de la logique de zonage, dans un contexte de changement climatique, mais avec des difficultés évidentes liées à une évolution du foncier (propriétés privées en particulier).

5.2. La pérennité des engagements

L'identification d'espaces de compensation sur des espaces de continuités écologiques à remettre en « bon état » pourrait être qualifiée de précaire pour les continuités écologiques. En effet, l'engagement du maître d'ouvrage dans le cadre de mesures compensatoires est limité dans le temps de sa concession (qui en moyenne est d'une trentaine d'années mais qui peut dépasser 60 ans), sans garantie des suites données aux espaces après la concession mais également avec la difficulté de trouver des outils de gestion pérenne sur le temps de la concession.

L'introduction de l'« obligation réelle environnementale » dans le droit français depuis la loi Biodiversité apporte peut être un outil utile pour mettre en œuvre les politiques ERC et TVB sur le territoire. En effet, c'est un contrat proposé par le propriétaire d'un bien immobilier qui engage ce dernier, ainsi que les propriétaires futurs à respecter une obligation à finalité écologique visant « *le maintien, la conservation*

⁸⁷ Le Pays de Rennes est constitué de 77 communes regroupées en quatre établissements publics de coopération intercommunale, à savoir une métropole et trois communautés de communes.

ou la restauration d'éléments de la biodiversité ou de fonctions écologiques »⁸⁸, au profit d'une personne morale publique ou privée. Lié au bien immobilier, ce contrat apporte un gage de pérennité des obligations pour une durée maximum de 99 ans (contrairement à une servitude qui s'applique à perpétuité). Cette sécurité juridique était jusqu'alors un élément manquant pour garantir la mise en œuvre des compensations écologiques sur un temps long (Doussan, 2015). C'est aussi un outil intéressant car maniable et flexible du fait de la logique volontaire, ascendante (en opposition à la logique autoritaire et descendante publique) et négociée pour mettre en œuvre des actions locales et adaptées à des enjeux spécifiques sur le territoire. L'obligation réelle environnementale peut donc, par exemple, aider au développement d'espaces de connectivité écologique, notamment dans un contexte de compensation écologique, au sein d'une stratégie territoriale pour la biodiversité (Grimonprez et Reboul-Maupin, 2016). Toutefois, privilégiant une approche par micro-situation et ne permettant pas une systématisation des pratiques, ça ne semble pas être un outil pertinent au niveau stratégique de la planification.

5.3. La nécessité d'un compromis sociétal

Camproux-Duffrène et Lucas (2012) précisent que pour la séquence ERC « *il y a fort à penser que cette compensation ne soit pas une compensation en termes écologiques mais une 'compensation territoriale'* ». La planification de la séquence ERC doit permettre de compléter la réflexion menée au niveau du projet opérationnel mais ne la supprime pas. Lors de la planification de la TVB et de la séquence ERC, les décideurs pourraient choisir de favoriser l'acceptabilité sociétale des espaces ciblés au détriment d'une approche écologique. D'ailleurs, l'acceptabilité sociétale des continuités écologiques expliquerait davantage leur succès que leur solidité scientifique (Van Der Windt et Swart 2008, Alphandéry *et al.* 2012). Par ailleurs, l'approche « comptable » à la base de la politique ERC est largement critiquée d'un point de vue éthique notamment par le fait de favoriser une logique financière obligeant une importante simplification de l'objet d'étude (la nature, la biodiversité) au détriment d'une politique d'effort à la préservation de la biodiversité qui est l'objectif (Walker *et al.* 2009, Dauguet 2015, Spash 2015).

L'évaluation environnementale des documents d'urbanisme mais également les avis transmis par l'autorité environnementale doivent notamment permettre de pallier ce risque en harmonisant les démarches et les exigences en termes d'aménagement durable des territoires.

5.4. L'additionnalité ou la concurrence des deux politiques

L'additionnalité des politiques publiques est une question centrale et une exigence internationale et nationale (Maron *et al.* 2015). A ce sujet, bien que l'association des politiques ERC (ou plus précisément la compensation écologique) et TVB puisse faciliter leur mise en œuvre réciproque, leur additionnalité pourrait ne pas être assurée (Regnery 2017). En effet, l'absence d'additionnalité des politiques impliquerait à la fois une perte (i) en moyens d'actions et (ii) en surface préservée.

Tout d'abord, les politiques ont des moyens et des objectifs distincts : la TVB privilégie un « gain net » pour la préservation de la biodiversité tandis que la plus-value écologique théorique permise grâce à la séquence ERC est contrebalancée par une perte due à un aménagement, elle prétend donc seulement à une « absence de perte nette ». Il est donc important de distinguer ce qui relève d'actions de compensation du reste des actions de préservation pour éviter une « perversion » de la TVB et surtout une diminution du nombre global d'actions de préservation, en comparaison à si les politiques étaient menées distinctement.

De plus, et en lien avec ce dernier point, les espaces de continuités écologiques ne doivent pas être des réserves foncières pour les mesures compensatoires à prévoir si la concentration des efforts de préservation de la biodiversité se fait dans ces seuls espaces (Camproux-Duffrène et Lucas 2012). En effet, un site de compensation sur un espace de continuités écologiques représente au total une perte de

⁸⁸ Article L. 132-3 du Code de l'environnement

surface préservée ou gérée qu'un espace de continuités d'une part et d'un site de compensation d'autre part.

Selon cette logique, si la mutualisation des politiques ERC et TVB résulte en une confusion des objectifs phares et des moyens de chacune des politiques, alors cela peut provoquer une perte d'efficacité écologique globale de l'action. Toutefois, on peut noter que les mesures de compensation permettent de remettre en « bon état » les continuités ciblées, ce qui n'est pas obligatoirement le cas sans ces mesures, justifiant ainsi une certaine additionnalité des politiques dans la mesure où, bien que ce soit un objectif réglementaire, aucuns moyens ne sont assignés pour la restauration opérationnelle des continuités écologiques.

6. Vers une planification interterritoriale et solidaire

Quarante ans après la loi de 1976, la législation a évolué et la loi Biodiversité de 2016 réaffirme les enjeux d'une préservation de la biodiversité mais aussi de son intégration dans l'aménagement du territoire. L'évolution n'est pas uniquement juridique et se retrouve sur les territoires à travers les questions que les acteurs se posent. En effet, l'application de la séquence ERC et la mise en œuvre de la TVB au sein des territoires ne sont pas seulement des exercices réglementaires mais doivent permettre de structurer l'action publique vers un développement plus durable. De surcroît, l'action doit être cohérente entre les territoires en dépassant les frontières administratives. Pour cela, la cohérence des politiques publiques environnementales est un prérequis et encore plus leur complémentarité.

La préservation de la biodiversité de façon intégrée est en cours, reste à parfaire et la TVB a recréé une dynamique sur le sujet. Toutefois, il est notable que les continuités écologiques sont encore souvent adaptées en fonction des projets d'aménagement. Il s'agit donc aujourd'hui de consolider la dynamique de territorialisation de la TVB dans un contexte où plusieurs schémas régionaux de cohérence écologique ont été annulés et où ces schémas se retrouvent phagocytés dans le SRADDET avec le risque d'une perte en ligne pour les continuités écologiques.

Concernant la séquence ERC, des confusions existent toujours entre les mesures de réduction et celles de compensation et la phase d'évitement est encore trop souvent minimisée ou mal expliquée dans les documents (Bigard *et al.* 2018). La distinction entre les espaces à éviter et ceux à nécessite une approche pro-active en matière d'anticipation pour une application stratégique et territoriale de la séquence ERC, tout comme pour une territorialisation de la TVB.

La nouvelle gouvernance mise en place suite à la loi Biodiversité est une opportunité pour traiter simultanément les deux politiques. L'Agence Française pour la Biodiversité et les agences régionales ainsi que les Comités national et régionaux biodiversité peuvent être motrices pour monter en compétences sur le sujet TVB-ERC et animer les réflexions entre les acteurs des territoires. Egalement, des outils tels que la mise en place d'une plateforme de visualisation des plans d'urbanisation et d'aménagement du territoire permettrait de mieux analyser les effets cumulés des futurs projets, notamment sur les continuités écologiques, et faciliterait le travail des maitres d'ouvrage et de l'autorité environnementale pour aller vers des démarches ERC plus anticipées et pro-actives. Une telle articulation commence à se dessiner pour le cas de la TVB avec une grille d'analyse partagée sur la prise en compte des continuités écologiques dans les documents d'urbanisme SCoT et PLU⁸⁹. La formation et la présence d'acteurs « relais » sur les territoires sont essentielles pour créer des communautés d'acteurs, partager et co-produire des connaissances et favoriser les apprentissages collectifs adaptés à chaque territoire.

⁸⁹ Irstea a élaboré une grille d'analyse de la « prise en compte » du SRCE Provence-Alpes-Côte-d'Azur, destinée à l'autorité environnementale et aux porteurs de projets. Cette grille explicite les attendus de la « prise en compte » pour chaque partie des documents d'urbanisme. Elle a été généralisée au niveau national (Vanpeene 2016). Des formations ont commencé à être dispensées sur la grille, notamment aux services de l'Etat en région et en département.

Enfin, de façon transversale et à travers cette communauté d'acteurs on pourrait commencer à esquisser des premières déclinaisons, à l'échelle des territoires, du principe de « solidarité écologique ». Désormais réglementaire, ce principe est selon nous un prérequis pour une action environnementale de bon sens, efficace et en accord avec un développement durable du territoire. En effet, à travers ses différentes dimensions (le fait de solidarité, l'idée de dette écologique et l'urgence d'un contrat naturel ; Mathevet *et al.*, 2010) toutes basées sur la notion d'interdépendance écologique, ce principe pourrait aider les acteurs des politiques ERC et TVB, de façon concrète et opérationnelle, à adopter une approche systémique et territoriale de l'aménagement du territoire et de la préservation de la biodiversité.

Ainsi, dans l'objectif final de limiter l'érosion de la biodiversité, il s'agit dès lors de sortir de l'approche réactive et normative (*this should happen and how do we get there ?*) souvent adoptée par défaut, pour privilégier une approche plus exploratoire et systémique de l'aménagement du territoire (*what could happen and how do we respond ?*; Brown et Castellazzi 2014), exploitant la synergie de l'association des politiques environnementales existantes (tout en gardant en mémoire les limites potentielles associées) et s'adossant à la nouvelle gouvernance et aux nouveaux principes forts et porteurs proposés par l'Etat.

Références – Article [7]

- Ahern, J., 2011. From fail-safe to safe-to-fail: Sustainability and resilience in the new urban world. *Landscape and Urban Planning*, 100(4), 341-343.
- Alphandéry, P., Fortier, A., & Sourdril, A., 2012. Les données entre normalisation et territoire : la construction de la trame verte et bleue. *Développement durable et territoires*, 3(2).
- Arrif, T., Blanc, N., & Clergeau, P., 2011. Trame verte urbaine, un rapport Nature – Urbain entre géographie et écologie. *Cybergeog.*
- Autorité environnementale, 2016. *L'Ae et les MRAe : une communauté d'Autorités environnementales - Synthèse annuelle 2016*.
- Bigard, C., Pioch, S., Thompson, J.D., 2017. The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. *J. Environ. Manage.* 200, 35–45.
- Bigard, C., Regnery, B., Pioch, S., Thompson, J., 2018. De la théorie à la pratique de la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) : Eviter ou légitimer la perte de biodiversité ? *Développement durable et territoires*, 9(1)
- Bonnin, M., 2008. Les corridors écologiques. Vers un troisième temps du droit de la conservation de la nature ? 270 p., L'Harmattan.
- Biotope, 2016. « *Vers une harmonisation des pratiques d'évitement, de réduction et de compensation des impacts sur la biodiversité - mise en application dans les départements de l'Aude, du Gard, de l'Hérault, de la Lozère et des Pyrénées Orientales dans la Région OCCITANIE* », Collection des études, DREAL Occitanie – SGAR – MEEM, 130 p.
- Burel, F., & Baudry, J., 1999. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. 360 p., Paris: Tec & Doc.
- Brown, I., & Castellazzi, M., 2014. Scenario analysis for regional decision-making on sustainable multifunctional land uses. *Regional Environmental Change*, 14(4), 1357-1371.
- Camproux-Duffrène, M.-P., & Lucas, M., 2012. L'ombre portée sur l'avenir de la trame verte et bleue. Quelques réflexions juridiques. *Développement durable et territoires*, 3(2).
- 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., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67.
- CEN-LR [Conservatoire d'espaces naturels du Languedoc-Roussillon], 2015. *Rapport d'activités 2015*, 32 p., Montpellier.
- COMMIN, 2007. BSR INTERREG III B Project « Promoting Spatial Development by Creating COMmon MINdscapes ». *European Glossary*.
- Cormier, L., & Carcaud, N., 2009. Les trames vertes : discours et/ou matérialité, quelles réalités ? *Projets de paysage*.
- Crutzen, P.J., 2002. Geology of mankind. *Nature* 415.
- Cumming, G. C., Cumming, D. H. M., & Redman, C. L., 2006. Scale Mismatches in Social-Ecological Systems: Causes, Consequences, and Solutions. *Ecology and Society*, 11(1).
- Dauguet, B., 2015. Biodiversity offsetting as a commodification process: A French case study as a concrete example. *Biol. Conserv.* 192, 533–540.
- Debray, A., 2016. Les difficultés de la transposition communale des corridors écologiques. Analyses appliquées à trois communes de l'agglomération tourangelle. *Développement durable et territoires*, 7(3).
- Devictor, V., 2015. *Nature en crise. Penser la biodiversité: Penser la biodiversité*. Seuil, Paris
- Doussan, I., 2015. *Compensation écologique: le droit des biens au service de la création de valeurs écologiques et après?* Presses Universitaires d'Aix-Marseille (PUAM).

- Folke, C., Pritchard, L., Berkes, F., Colding, J., & Svedin, U., 2007. The problem of fit between ecosystems and institutions: ten years later. *Ecology and Society*, 12(1).
- Falque, M., 1998. La planification écologique : réflexions sur un échec. *Aménagement et nature*, (128), 36-41.
- Grimonprez, B., Reboul-Maupin, N., 2016. L'obligation réelle environnementale: chronique d'une naissance annoncée. *Recl. Dalloz* 2016, p-2074.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrn, T., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one* 12.
- Hodgson, J.A., Moilanen, A., Wintle, B.A., Thomas, C.D., 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *J. Appl. Ecol.* 48, 148–152.
- Maron, M., Gordon, A., Mackey, B.G., Possingham, H.P., Watson, J.E., 2015. Conservation: Stop misuse of biodiversity offsets. *Nature* 523, 401–403
- Mathevet, R., Thompson, J., Delanoë, O., Cheylan, M., Gil-Fourrier, C., & Bonnin, M., 2010. La solidarité écologique : un nouveau concept pour une gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires. *Natures Sciences Sociétés*, 18(4), 424-433.
- Mehdi, L., Weber, C., Pietro, F. D., & Selmi, W., 2012. Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert à la trame verte. *VertigO*, 12(2).
- Moine, A., 2006. Le territoire comme un système complexe. Des outils pour l'aménagement et la géographie. *L'Espace géographique* 2, 115-132.
- Mougenot, C., 2003. Prendre soin de la nature ordinaire. Editions Quae.
- Nay, O., & Smith, A., 2002. Les intermédiaires en politique : médiations et jeux d'institutions. In O. Nay & A. Smith (Éd.), *Le gouvernement du compromis. Courtiers et généralistes dans l'action politique*, p. 47-86. Paris: Economica.
- Piel, A., & Vanpeene, S., 2010. Pour une analyse pratique des continuités écologiques à diverses échelles de territoire, exemple de quelques éléments méthodologiques initiés avant la Trame verte et bleue. *Sciences Eaux et Territoires*, (3), 116-120.
- Quétier, F., Regnery, B., Levrel, H., 2014. No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environ. Sci. Policy* 38, 120–131.
- Regnery, B., 2017. *La Compensation écologique. Concepts et limites pour conserver la biodiversité*, Muséum national d'Histoire naturelle. ed. Paris.
- Regnery B, Quétier F, Cozannet N, Gaucherand S, Laroche A, Burylo M, Couvet D, Kerbiriou C., 2013. Mesures compensatoires pour la biodiversité: comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance? *Revue SET hors-série*, 8p.
- Semal, L., Guillet, F., 2017. Chapitre 6. Compenser les pertes de biodiversité, in: *Les Politiques de Biodiversité*. Presses de Sciences Po (PFNSP), pp. 149–169.
- Spash, C.L., 2015. Bulldozing biodiversity: the economics of offsets and trading-in Nature. *Biol. Conserv.* 192, 541–551.
- Therville, C., 2013. Des clichés protectionnistes aux approches intégratives : l'exemple des réserves naturelles de France. Thèse de doctorat, 437 p., Université de Bretagne occidentale, Brest.
- Thompson, J. D., Mathevet, R., Delanoë, O., & Landrieu, G., 2014. La solidarité écologique : un nouveau concept pour la territorialisation de la conservation de la biodiversité. Dans : M. Gauthier-Clerc, F. Mesleard, & J. Blondel (Éd.), *Sciences de la conservation*, p. 199-208. Louvain-la-Neuve: De Boeck.
- Torre, A., & Beuret, J.-E., 2012. Proximités territoriales: contruire la gouvernance des territoires, entre conventions, conflits et concertations. 105 p., Paris: Economica. 2717864369
- Toublanc, M., & Bonin, S., 2012. Planifier les trames vertes dans les aires urbaines : une alliance à trouver entre paysagisme et écologie. *Développement durable et territoires*, 3(2).

- Underwood, J.G., 2011. Combining Landscape-Level Conservation Planning and Biodiversity Offset Programs: A Case Study. *Environ. Manage.* 47, 121–129
- Van Der Windt, H. J., & Swart, J. A. A., 2008. Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 124-132.
- Vanpeene, S., 2016. Suivre la prise compte de la TVB et du SRCE dans les SCoT et PLU-i. Notice de la grille de lecture pour les services instructeurs pour aider à l'analyse de la prise en compte de la TVB et du SRCE. 18 p., Irstea, Centre de ressources TVB.
- Vimal, R., Mathevet, R., Michel, L., 2013. Entre expertises et jeux d'acteurs : la trame verte et bleue du Grenelle de l'environnement. *Nat. Sci. Sociétés* Vol. 20, 415–424.
- Walker, S., Brower, A.L., Stephens, R.T., Lee, W.G., 2009. Why bartering biodiversity fails. *Conserv. Lett.* 2, 149–157.

Charlotte BIGARD

Eviter-Réduire-Compenser : D'un idéal conceptuel aux défis de mise en œuvre Une analyse pluridisciplinaire et multi-échelle

RESUME

Le territoire est le support d'interactions entre les êtres vivants et leur espace de vie. Parmi ces interactions, il est aujourd'hui reconnu que les activités anthropiques sont une cause déterminante de l'érosion de la biodiversité. Dans ce contexte, la séquence « Eviter-Réduire-Compenser » (ERC) est un instrument réglementaire visant l'absence de perte nette de biodiversité (*no net loss*) en aménagement du territoire. Or, il semblerait qu'elle ne permette pas de remédier à la perte chronique de biodiversité. Au-delà de ses limites pratiques et théoriques, parmi les causes de cette inefficacité on peut mentionner : la focalisation sur la « compensation » et sur l'échelle « projet » ou encore la convergence des études vers la problématique des grands projets d'aménagement.

Ainsi, en partant de questions issues du terrain, en adoptant une posture à l'interface entre recherche et action, et en choisissant une démarche pluridisciplinaire, cette thèse repose sur l'hypothèse que les difficultés actuelles sont liées à des défis scalaires et qu'un changement d'échelle spatiale, temporelle et fonctionnelle est nécessaire pour permettre à l'instrument de prétendre à son objectif. A travers une analyse qualitative et quantitative de l'application de la séquence ERC dans le cadre de petits projets d'aménagement, nous identifions une série de limites associées à l'échelle « projet ». Ceci nous amène à analyser, tout d'abord théoriquement puis empiriquement grâce à l'étude de collectivités territoriales responsables de la planification de l'aménagement, les implications d'un changement d'échelle vers une mise en œuvre de la séquence ERC à l'échelle territoriale et stratégique de la planification. Enfin, nous conduisons une réflexion sur l'élaboration d'une démarche méthodologique d'anticipation de la séquence ERC dès la planification, appliquée au cas concret de Montpellier Méditerranée Métropole.

In fine, ces recherches nous permettent d'apporter des compléments de réponse à la question des fins effectives de l'instrument : éviter ou plutôt légitimer la perte de biodiversité ? Nos propositions et perspectives pour les praticiens et les chercheurs vont dans le sens d'une mise en œuvre de la séquence ERC plus en phase avec son objectif de *no net loss*.

Mots-clés : séquence ERC, aménagement du territoire, planification, biodiversité, absence de perte nette

ABSTRACT

Territory provides the support for interactions between humans with their living environment. Among these interactions, it is well known that anthropic activities are a major cause of biodiversity erosion. In this respect, the mitigation hierarchy (avoidance, reduction and offsetting impacts) is a regulatory tool whose objective is to achieve a "no net loss" of biodiversity following urban development. However, the efficiency of the tool is questioned because of its practical and theoretical limits, and the recurring focus on biodiversity offsets and on the "project" scale, or the convergence of studies on large development projects.

Based on questions arising from practical action and by adopting a multi-disciplinary approach and posture at the knowledge-action interface, this thesis hypothesizes that the current lack of efficiency is the result of a problem of scale and that a temporal, spatial and functional switch in scale could help the mitigation hierarchy to reach its objectives. Through quantitative and qualitative analysis of the mitigation hierarchy implementation for small-scale development projects, we identify a set of limits associated with studies done at scale of individual projects. These findings illustrate the need to upscale towards a territorial and strategic approach to the implementation of the mitigation hierarchy. Finally, we initiate a reflexion on the development of a methodological framework to anticipate the mitigation hierarchy implementation at the urban planning stage, and we test it on the Montpellier metropolitan territory.

Finally, these research studies provide new answers to the question of the effective purpose of the tool: is its aim to avoid or legitimise biodiversity loss? Our propositions and perspectives for practitioners and scientists are in line with a mitigation hierarchy implementation that is more likely to reach no net loss objectives.

Key words: mitigation hierarchy, urban development, land use planning, biodiversity, no net loss



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER

