



HAL
open science

Durabilité forte et aménagement du territoire : Analyse empirique de la compensation écologique centrée sur la nature ordinaire et intégrant les agriculteurs

Claire Pellegrin

► To cite this version:

Claire Pellegrin. Durabilité forte et aménagement du territoire : Analyse empirique de la compensation écologique centrée sur la nature ordinaire et intégrant les agriculteurs. Economies et finances. Université d'Avignon, 2018. Français. NNT : 2018AVIG2063 . tel-02184371

HAL Id: tel-02184371

<https://theses.hal.science/tel-02184371>

Submitted on 16 Jul 2019

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

Présentée à

L'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse

École Doctorale 537 « Culture et Patrimoine »

Domaine de recherches : Sciences Humaines et Sociales

Par **Claire PELLEGRIN**

Pour l'obtention du grade de

DOCTEUR en SCIENCES ECONOMIQUES

Durabilité forte et aménagement du territoire :
Analyse empirique de la compensation écologique centrée
sur la nature ordinaire et intégrant les agriculteurs

En vue d'une soutenance publique le 19 octobre 2018

M. Claude Napoléone, Ingénieur de recherche, INRA, *Directeur de thèse*

Mme. Isabelle Doussan, Directrice de recherche, INRA, *Codirectrice*

Membres du jury :

M. Lauchlan Munro, Professeur, Université d'Ottawa, *rapporteur*

Mme Valérie Boisvert, Professeur, Université de Lausanne Professeur, *rapporteure*

Mme Lisette Ibanez, Chargée de recherche, INRA, France, *examinatrice*

Mme Elsa Martin, Maître de conférences en économie, AgroSupDijon, *examinatrice*

M. Denis Couvet, Professeur, CESCO, MNHM, *examineur*

Résumé

La communauté scientifique s'accorde sur la responsabilité de l'homme dans les menaces actuelles pesant sur la biodiversité. La forte érosion de la biodiversité mondiale pointe les limites biophysiques de renouvellement du capital naturel (espèces, paysages, services écosystémiques...). Postulant que la durabilité d'un système économique passe par le maintien du stock de capital naturel, Costanza et Daly ont introduit les concepts de « durabilité faible » et de « durabilité forte » pour caractériser les biens selon leur niveau de substituabilité (dans le cadre de la durabilité forte, le capital naturel devient non substituable). A leur suite, afin d'adapter le concept de durabilité forte aux problématiques de développement et d'aménagement, Toman suggère en 1994 de distinguer les capitaux naturels critiques présentant des enjeux de préservation forts des capitaux naturels de moindre importance. Il propose d'appliquer une logique de durabilité forte aux premiers pour ne pas les laisser décroître en dessous de seuils donnés dits normes minimales de sauvegarde et, d'utiliser les seconds comme supports du développement, appliquant alors une logique de durabilité faible.

Partant les cadres conceptuels de Costanza, Daly et Toman, ma thèse évalue la faisabilité et les arbitrages inhérents à la mise en œuvre de la durabilité forte dans une action publique de préservation de la biodiversité, en l'occurrence, la compensation écologique qui conditionne les opérations d'aménagement à compenser les pertes écologiques qu'ils engendrent. Mon objectif fut de me centrer sur une action publique ayant des assises spatiales afin de mettre en évidence les déterminants individuels permettant sa mise en œuvre et d'évaluer les seuils, notamment spatiaux, nécessitant des arbitrages entre enjeux de développement économique et conservation de la biodiversité.

Dans un premier chapitre, je propose et applique empiriquement sur trois régions françaises, une méthode pluridisciplinaire (reprenant des éléments d'écologie) de catégorisation des milieux naturels en fonction de leur niveau de durabilité. La spatialisation empirique de mes catégories fait ressortir la place prédominante de l'agriculture et une forte variabilité des niveaux de durabilité selon la nature biophysique et anthropique des espaces. Dans le second chapitre, j'évalue, à partir des cadres de l'économie comportementale, l'acceptabilité de la compensation écologique par les agriculteurs. Je mets en évidence de fortes disparités dépendantes des types de production et de l'histoire personnelle des agriculteurs. Dans mon dernier chapitre, j'évalue empiriquement les contraintes spatiales inhérentes à l'atteinte d'une durabilité forte à partir d'un modèle théorique d'allocation de l'effort de compensation à l'échelle régionale. Un premier résultat de ma thèse est donc une définition opératoire de la

nature ordinaire, adaptée à la mise en œuvre d'une action publique sur l'environnement (en l'occurrence le dispositif de compensation écologique). Je montre que, si l'on cantonne les aménagements à la nature ordinaire, l'objectif de durabilité forte devient atteignable, à condition que l'agriculture soit le pivot du dispositif. Mon second résultat met en lumière les comportements des agriculteurs eu égard aux politiques visant la préservation d'une biodiversité. Il montre, à rebours des résultats standard en économie comportementale, que les agriculteurs réagissent plus favorablement à une biodiversité moins spécifique et que les niveaux d'acceptabilité de la mesure sont hétérogènes selon leur type de production (bio vs conventionnel) et leur histoire personnelle (héritier agricole versus néo-agriculteur).

Enfin, à partir d'une modélisation spatiale s'appuyant sur les deux premiers résultats, je mets en lumière les seuils et limites d'atteinte d'un optimum de mise en œuvre de la compensation environnementale (réalisation des objectifs environnementaux en minimisant le coût de la politique, évalué en termes de disponibilité foncière), par confrontation des besoins localisés de compensation (estimés en fonction de l'étalement urbain) et de l'offre potentielle agricole de compensation.

Mes travaux de thèse soulignent les limites empiriques de mise en œuvre du concept de durabilité forte dans une politique de préservation de la biodiversité, tenant compte de l'hétérogénéité spatiale du stock de capital naturel et des pressions anthropiques. Au-delà des résultats académiques, je montre et discute la nécessité d'arbitrages politiques, dès lors que la nature sociale et biophysique des espaces concernés ne permet pas d'atteindre un optimum parétien.

Valorisation des travaux

Articles publiés dans des revues internationales ou nationales avec comité de lecture

Pellegrin, C., Grolleau, G., Mzoughi, N. et Napoleone, C. (2018). Does the Identifiable Victim Effect Matter for Plants? Results From a Quasi-experimental Survey of French Farmers. *Ecological Economics*, 151, 106-113. doi:10.1016/j.ecolecon.2018.05.001

Pellegrin C., Sabatier R., Napoléone C., Dutoit T., (2018). Une définition opérationnelle de la nature ordinaire adaptée à la compensation écologique. Le cas contrasté des régions Centre, Champagne-Ardenne et Paca. *Nat. Sci. Soc.* doi :10.1051/nss/2018034

Article soumis

Grolleau, G., Mzoughi, N., Napoleone, C. et Pellegrin, C. (soumis dans *Environmental and Resource Economics*). Farmers participation in conservation programs for the sake of legacy: A quasi-experimental survey

Articles en préparation

Napoléone C., Pellegrin C, Sabatier R. (revue envisagée *Land Use Policy*) Evaluation de la faisabilité d'une urbanisation limitée à la nature ordinaire – Seuils et échelles de mise en œuvre

Sanz Sanz, E., Hubert, B., Napoléone C. et Pellegrin C. (revue envisagée *Agricultural systems*) Leverages for public action in peri-urban farming typologies ? An illustration for farms in Mediterranean Southern France

Participation à des conférences et workshops

- AgroMedInternational Conference 2016, Reconcile food production and biodiversity protection at the regional scale
- FonciMed International Meeting, Bragança 2016, Mitigation policy or how to reconcile food production and biodiversity protection at the regional scale

Sommaire

Résumé	3
Valorisation des travaux	5
Sommaire	6
Introduction	9
Contexte général : La biodiversité en péril	9
La durabilité forte : rencontre entre économie et écologie pour penser le développement	10
La compensation ou comment concilier durabilité forte et développement économique ?	14
Chapitre 1 : Une définition opérationnelle de la nature ordinaire adaptée à la compensation écologique. Le cas contrasté des régions Centre Val de Loire, Champagne-Ardenne et Provence-Alpes-Côte d’Azur	21
1. Introduction	23
2. Pourquoi compenser la perte de nature ordinaire ?	24
3. Comment définir la nature ordinaire ?	26
La nature ordinaire versus la nature remarquable	26
Les fonctions support de la nature ordinaire	27
La nature ordinaire, une nature proche	28
Nature ordinaire, nature peu complexe ?	30
Quelle définition de la nature ordinaire ?	31
4. Application de la définition de la nature ordinaire à trois régions françaises	32
Région Centre-Val de Loire	34
Région Provence-Alpes-Côte d’Azur	36
Région Champagne-Ardenne	38
Compenser la nature ordinaire : une illustration empirique	39
5. Discussion	43
6. Conclusion	46

7. Remerciements	47
8. Références	48
9. Annexes	53
Chapitre 2 : Motiver la participation des agriculteurs	56
1. Acceptabilité de la compensation écologique pour les agriculteurs – apports de l'économie comportementale	56
2. Does the identifiable victim effect matter for plants? Results from a quasi-experimental survey of French farmers.....	60
Introduction	61
Related literature and hypotheses.....	63
The empirical strategy	65
Results and discussion.....	69
Discussion	73
Conclusion and implications	74
References	76
Annexe : Survey instrument [Translated from French]	89
3. Farmers participation in conservation programs for the sake of legacy: A quasi-experimental survey	91
Introduction	92
Methods.....	94
Results	96
Conclusion.....	99
References	100
Annexe : Survey instrument [Translated from French]	102
4. Conclusion.....	104
Chapitre 3 : Evaluation de la faisabilité d'une urbanisation limitée à la nature ordinaire – Seuils et échelles de mise en œuvre	107
1. Introduction	108

2. Méthode.....	111
Production d'informations spatialisées	111
Utilisation des données.....	119
3. Résultats	120
Quand la nature ordinaire abonde : cas des régions Centre et Champagne	120
Quand la nature ordinaire est plus rare : cas de la région PACA.....	122
4. Discussion	124
5. Conclusion.....	128
6. Annexe	129
7. Références	131
Discussion	136
Perspectives concernant la compensation écologique.....	136
Perspectives concernant la durabilité forte.....	137
Conclusion.....	140
Références bibliographiques	143

Introduction

Contexte général : La biodiversité en péril

La biodiversité connaît une érosion dont il est maintenant avéré que l'homme est le principal responsable (Pimm et al., 1995; Sanderson et al., 2002). Les taux actuels d'extinction d'espèces seraient jusqu'à 1 000 fois supérieurs aux niveaux « naturels » (MEA, 2005). Changement d'utilisation des terres, pollution, changement climatique sont autant de menaces pour la biodiversité (Stanners & Bourdeau 1995; Sala et al. 2000 ; CDB, 2010). Enrayer la perte de biodiversité est donc devenu un enjeu mondial, notamment au travers du sommet de Johannesburg (2002) et des objectifs de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) où les pays signataires se sont engagés à « assurer, d'ici 2010, une forte réduction du rythme actuel de perte de diversité biologique aux niveaux mondial, régional et national ». L'objectif n'est pas atteint (Mooney et Mace, 2009; Walpole et al., 2009) et la troisième édition des Perspectives mondiales de la biodiversité élaborée (CDB, 2010) mentionne qu'aucun des vingt-et-un objectifs secondaires accompagnants l'Objectif biodiversité de 2010 n'a été atteint, au niveau mondial.

Un élément expliquant l'inefficacité des mesures prises est la quasi-impossibilité à appréhender la diversité du vivant dans son ensemble sachant que la biodiversité peut être définie comme « la diversité des gènes, des espèces et des écosystèmes » (Convention sur la diversité biologique de Rio de Janeiro, 1992). Définir de la biodiversité reste un sujet de débats et ses composants peuvent être définis très différemment selon les sources : Kaennel (1998) montre ainsi une importante diversité des approches (à partir d'une méta-analyse de 125 études différentes). Une des définitions parmi les plus répandues est l'approche hiérarchique proposée par Noss (1990). Elle considère la biodiversité selon trois angles (la fonction, l'organisation et la composition) et plusieurs échelles (le gène, l'espèce, l'écosystème et le paysage) mais elle reste néanmoins très généraliste et ne permet pas de formaliser complètement les travaux sur la biodiversité. Par voie de conséquence, la pluralité des définitions participe à la difficulté de faire un état des lieux de la biodiversité et d'estimer son évolution. Ainsi par exemple, l'estimation globale du nombre total d'espèces oscille entre 3 et 100 millions. Comme le soulignent Larrère et Larrère (1997), les limites des moyens et méthodes pour l'acquisition de nouvelles connaissances sont considérables : « l'état des sciences invite moins à croire en une maîtrise totale de la nature, qu'il ne montre la complexité des processus dans lesquels s'inscrivent les activités humaines. Il nous invite moins à penser que nous arracherons à la nature ses derniers secrets, qu'il ne

montre l'étendue de ce que nous ne connaissons pas ». Enfin, outre les débats qui entourent la définition et l'estimation tant de son étendue que de son érosion, le rôle écologique de la biodiversité est également mal connu (Aubertin et Vivien, 1998) et les connaissances sur les aspects fonctionnels de la diversité biologique restent extrêmement lacunaires (Solbrig, 1991).

La durabilité forte : rencontre entre économie et écologie pour penser le développement

Dans ce contexte, un groupe d'experts émet en 1972 un rapport au Club de Rome intitulé « The Limits of the growth » (traduit en français par « Halte à la croissance »), dénonçant l'exploitation irraisonnée des ressources naturelles planétaires (Club de Rome, 1972). Plus formellement, ce rapport dénonce les limites de l'approche néoclassique en économie qui identifie trois formes de capitaux : la terre, le travail et le capital humain (A. Smith, 1776). Dans ce cadre, les ressources naturelles sont des actifs comme les autres et donc, par essence, consommables et substituables. C'est-à-dire que la rareté n'est envisagée qu'en prenant en compte l'ensemble des différents stocks de capitaux mobilisables ; si un actif naturel devient rare, il pourra être remplacé par un actif manufacturé ou son équivalent monétaire. Or, considérer que les actifs naturels sont substituables aux autres facteurs de production conduit à occulter un éventuel caractère intrinsèquement spécifique (Hartwick, 1977). En suivant Smith and Krutilla (1979), traiter les milieux naturels de manière équivalente aux matières premières conventionnelles « n'est pas forcément valide pour caractériser le problème de rareté des ressources lorsque les services fournis par ces ressources sont une propriété commune non monétarisée et sont nécessaires pour produire et consommer » (Smith and Krutilla, 1979, p.29). A la différence du capital manufacturé, créé par les hommes et reproductible dans les quantités désirées, les éléments naturels constituent des « cadeaux de la nature » (Club de Rome, 1972) disponibles mais limités en quantités et sans équivalence possible (Victor, 1991).

Or, faire l'hypothèse de la non reproductibilité de l'actif, du service ou de l'option représentée par l'environnement conduit à devoir reconditionner l'ensemble du paradigme néoclassique : dès lors que l'utilité des individus repose en tout ou partie sur la consommation de ressources naturelles non reproductibles ni substituables, il n'est pas possible de maintenir constantes les consommations agrégées, dans une trajectoire optimale d'évolution d'une économie définie sur la base du critère utilitariste et actualisée à taux constant. En outre, l'irréversibilité des ressources amène à s'interroger sur l'équité intergénérationnelle : comment atteindre un

développement économique permettant d'assurer à toutes les générations l'accès aux mêmes niveaux et qualités de ressources ?

Dans cette perspective, des modèles multigénérationnels intégrant la finitude des ressources naturelles ont été proposés. Or, maximiser l'utilité des générations les plus éloignées conduit à la « règle d'or verte » (Heal, 1998) qui nécessite une consommation nulle des ressources épuisables. En reprenant Figuières et al (2007), « alors que le critère utilitariste actualisé impose la dictature du présent, celui de la limite à l'infini de l'utilité impose la dictature du futur ! ». Dans une approche intermédiaire, Chichilnisky (1996) estime que la trajectoire optimale de l'économie implique de conserver le stock de capital naturel épuisable à un niveau plancher, ce dernier étant plus élevé que le stock minimal qu'il convient de conserver dans le modèle utilitariste et plus faible que celui qu'il convient de maintenir selon la règle d'or verte.

C'est sur cette base que rapport Brundtland propose le concept de développement durable ou *sustainable development*, défini comme « un développement qui satisfait les besoins de la génération présente sans compromettre la capacité des générations futures à satisfaire les leurs » (Brundtland et al., 1987). En constituant un faisceau d'objectifs que la société cherche à atteindre (favoriser une croissance répondant aux besoins essentiels de chacun, tout en respectant l'environnement), cette notion apporte un contenu normatif et un cadre éthique sur le partage intergénérationnel, dès lors qu'il s'agit d'intégrer dans les processus et résultats du développement, le maintien ou le rétablissement de certaines qualités des systèmes écologiques (Mermet et al., 2005). Dans ce contexte et répondant au rapport *Halte à la croissance* demandant de traiter développement et environnement « comme un seul et même problème », les économistes de l'environnement proposent alors de poser les cadres conceptuels permettant d'envisager la conservation et l'activité économique non plus comme des forces antagonistes mais comme des processus potentiellement complémentaires. Plusieurs méthodes ont été développées pour évaluer économiquement les services rendus par la biodiversité, afin de révéler sa valeur sociale. Dans la lignée des propositions de Garrett Hardin (les biens non appropriés sont surexploités - Hardin, 1968), le postulat de départ fut qu'en l'absence de valeur économique et de marché médiatisant les prix des biens environnementaux, les agents économiques ne peuvent considérer le coût de la dégradation environnementale dans leur calcul économique. De fait, dès la publication de l'article de Rober Costanza proposant une évaluation chiffrée de la valeur des écosystèmes planétaires (Costanza et al., 1997), un processus politique s'est engagé et a donné lieu à des travaux internationaux visant explicitement à protéger la biodiversité (par exemple, le *Millenium Ecosystem Assessment*).

Cependant, l'approche de l'économie de l'environnement suppose implicitement qu'il est ou sera toujours possible de remplacer le capital naturel par du capital fabriqué (Hartwick, 1977; Heal, 1998). En réaction, à partir de travaux se nourrissant d'autres disciplines (écologie, sociologie, sciences politiques), émerge la notion des seuils critiques issus de limites biophysiques en dessous desquels le renouvellement de certains capitaux naturels n'est plus assuré (Pearce, 1993 ; Turner, 1993). Dans la même perspective, les incertitudes liées au progrès technique (Vivien, 1994) incitent à l'émergence du principe de précaution (Perrings, 1991). Formellement, si le niveau de durabilité dépend du maintien du stock en facteurs de production et si certains facteurs, en particulier le capital naturel, sont non-substituables, alors l'hypothèse de substituabilité généralisée entre facteurs de production ne peut être maintenue. L'économie écologique fut alors créée pour s'atteler à ce nouveau questionnement. En 1990, Herman Daly (1990) postule que capital naturel et capital artificiel sont complémentaires, non substituables, et que la durabilité dans le temps d'un système économique passe par le maintien du stock de capital naturel (Cleveland et al., 2001). Il définit alors les concepts de « durabilité faible » et de « durabilité forte ». La durabilité faible caractérisant un système de substituabilité généralisée entre facteurs de production. La durabilité forte reposant sur une faible substituabilité entre facteurs et pour laquelle il est nécessaire de prendre en compte les limites et la complexité des systèmes écologiques, ainsi que les risques et les incertitudes qui les accompagnent (Costanza et Daly, 1992). « Le capital naturel et le capital fabriqué par l'homme sont fondamentalement des compléments, et seulement de façon marginale, des substituts » (Daly, 1990).

Reste à rendre opérationnelles ces notions... Une suggestion de Toman (1994) est de distinguer les questions qui peuvent être résolues (au minimum analysées), des éléments méconnus qui nécessitent d'utiliser une approche conservatrice visant à protéger les ressources naturelles et les fonctions environnementales qu'il qualifie d'essentielles et dont on ne connaît pas le niveau de reproductibilité. Cette proposition revient en pratique à définir, au sein de l'ensemble des capitaux naturels, des capitaux naturels critiques qu'il s'agit de ne pas laisser décroître en dessous de seuils donnés, dits normes minimales de sauvegarde, et de définir les capitaux naturels de moindre importance qui pourraient être les supports du développement (Funtowicz, 1998). Plusieurs définitions des capitaux naturels critiques ont été proposées, (Noel and O'Connor, 1998 ; Faucheux and O'Connor, 1999 ; Turner, 1993 ; Dodds, 1995). Elles ont en commun de considérer la criticité des actifs naturels en fonction de leur irremplaçabilité et/ou de leur importance écologique pour le maintien des fonctions nécessaires à la vie (Ekins *et al.*,

2003) : ils sont « la part du capital naturel qui produit des fonctions importantes et irremplaçables et pour laquelle il n'existe aucun substitut possible provenant d'autres capitaux » (Brand, 2009 ; Ekins et al., 2003a). Les fonctions environnementales y sont classées dans deux catégories : « les fonctions du » capital naturel et « les fonctions pour » les humains (Ekins et al., 2003a). Les fonctions *du* capital naturel régulent et maintiennent la stabilité des écosystèmes (elles déterminent la résilience des écosystèmes), sachant que les fonctions *pour* les humains contribuent au bien-être social en fournissant des biens et services écologiques (Ekins et al., 2003b) (Figure 1).

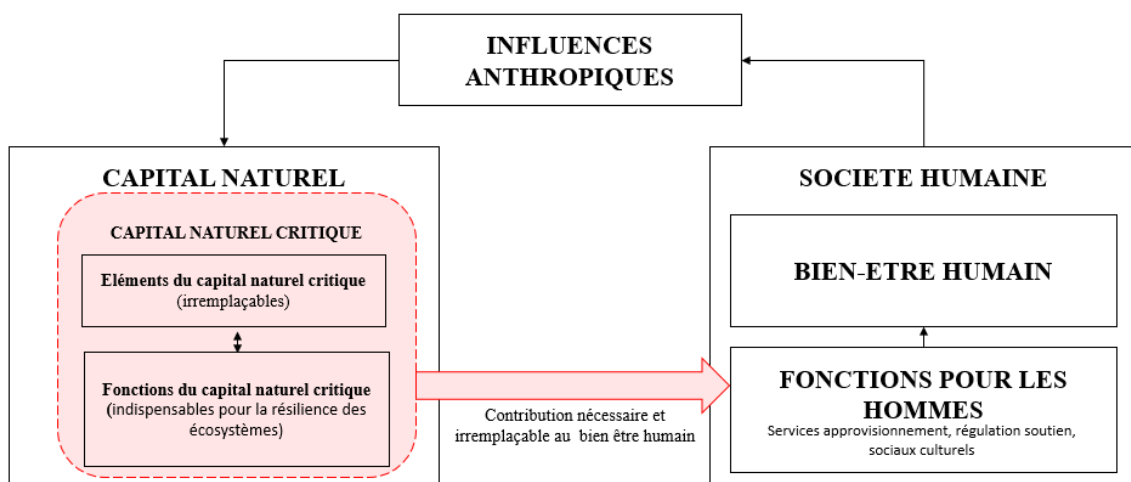


Figure 1: Interactions entre capital naturel critique et bien-être humain (adapté de Ekins et al.2003)

Dans nos développements, nous utiliserons la définition de Ekins et al. (2003) qui repose sur trois critères :

- 1) le capital naturel ne peut être substitué par aucun autre capital, environnemental ou pas ;
- 2) sa perte est irréversible ;
- 3) sa destruction peut entraîner une perte exagérée.

La notion de « perte exagérée » reprend l'approche de Ciriacy-Wantrup (1952) qui considère que la possibilité d'une perte environnementale majeure, même si sa probabilité de réalisation est très faible, n'est jamais acceptable. Elle permet d'intégrer une notion centrale dans les problématiques de conservation de l'environnement. En effet, si l'identification des fonctions environnementales (qui correspondent aux rôles et interactions des éléments qui conduisant à la mise en place d'une dynamique du système considéré) et des éléments naturels nécessaires

au maintien du capital naturel critique sont des exercices réalisés par les sciences de la conservation, il reste des incertitudes concernant les relations entre les différents capitaux naturels et la viabilité des écosystèmes, ainsi que les déterminants et les effets des fonctions qu'ils représentent. De fait, considérant les niveaux d'incertitudes actuels sur le fonctionnement des écosystèmes, il est très difficile de séparer ce qui est critique de ce qui ne l'est pas : sachant la relation entre seuils environnementaux et résilience des écosystèmes (Holling et al., 1995, 1996; Kates and Clark, 1996; Carpenter, 2001; Scheffer et al., 2001), il faudrait considérer les éléments naturels jouant un rôle de stabilisation des milieux, comme faisant partie du capital naturel critique.

Ainsi l'atteinte d'une durabilité forte passe dans un premier temps par la définition des espaces critiques, en prenant en compte les incertitudes liées aux incomplétudes dans la connaissance des écosystèmes. Cette identification des capitaux naturels critiques doit permettre de focaliser les dégâts environnementaux inhérents au développement économique sur le capitaux naturels non critiques, tout en évitant de les dégrader au point de les faire devenir des critiques.

Basée sur ces cadres conceptuels, notre thèse questionne empiriquement les modalités et la faisabilité d'atteinte d'une durabilité forte, en se focalisant sur une politique de protection de la biodiversité prévoyant explicitement le maintien d'un stock de capital naturel : la compensation écologique en France et son objectif de « zéro perte nette de biodiversité ». Au-delà de l'évaluation de la faisabilité d'une politique, nous utiliserons ce cadre juridique pour mettre en lumière les seuils pouvant en résulter et les caractéristiques territoriales influant sur ces seuils.

La compensation ou comment concilier durabilité forte et développement économique ?

La compensation écologique constitue la dernière étape d'une politique de protection de l'environnement déclinée en une séquence de trois phases successives¹ : « Éviter, Réduire, Compenser ». Appliquée aux projets nécessitant une autorisation administrative, elle vise à atteindre l'objectif de « zéro perte nette de biodiversité ». Les étapes d'évitement et de réduction ont pour objectif d'introduire, dès la conception des projets, la prise en compte de la biodiversité en s'assurant que toutes les dispositions possibles ont été prises pour tout d'abord éviter puis réduire au maximum les dommages induits sur la biodiversité, si l'évitement n'est pas possible. Dès lors qu'il reste des dommages résiduels identifiés, la compensation écologique oblige à

¹ Voir les articles L.110-1 II 2° et L.163-1 à L.163-5 du code de l'environnement

créer un gain de biodiversité équivalent à la perte irréductible liée au projet. La mise en place des mesures compensatoires relève de la responsabilité du maître d'ouvrage à qui il revient de les concevoir, de les dimensionner et de les mettre en œuvre, en recourant le cas échéant à des tiers (experts, bureaux d'études...). Les mesures compensatoires doivent être conçues de manière à maintenir, voire à améliorer, la qualité environnementale afin de produire au minimum un bilan écologique neutre.

La compensation écologique repose le concept d'externalité, dont les prémices sont issus des travaux d'Henry Sidgwick (1887) : il y a externalité « lorsqu'une activité induit des coûts (externalité négative) ou des bénéfices (externalité positive) pour un autre agent qui n'est pas impliqué directement dans l'activité d'une entreprise ». Pour corriger l'incapacité du marché à prendre en charge les effets de l'activité économique sur l'environnement, plusieurs façons d'internaliser ces coûts supplémentaires ont été proposées. Pigou développe ainsi en 1920, le principe pollueur-payeur qui consiste à faire prendre compte aux agents économiques, dans leurs calculs d'opportunité, les coûts associés à la dépollution ou à la dégradation de l'environnement. Il propose, en 1932, la mise en place, par l'Etat, de politiques économiques de natures fiscales. Toutefois, c'est l'article de Ronald Coase de 1960, « The Problem of Social Cost » qui suggère que le marché serait plus efficace que la taxation et sur lequel repose, à notre sens, le cadre conceptuel du dispositif de compensation. L'internalisation des coûts induits par l'activité sur la société (ou sur l'environnement dans notre cas) peut être obtenue de façon décentralisée par négociation entre les agents concernés. Ainsi, on peut parvenir à une allocation optimale des ressources, à condition que l'information des agents soit suffisante, que les coûts de transactions soient nuls et que les droits de propriété soient correctement définis (rôle de l'Etat). Formellement, le principe la compensation écologique fut théorisé par Kaldor et Hicks (Hicks 1939, Kaldor 1939), en montrant que lorsqu'un projet produit une utilité supérieure à celle perdue du fait de sa réalisation, une compensation évaluée à partir de cette différence permet d'atteindre des situations Pareto-optimales.

Toutefois, la nature du dispositif de compensation écologique conduit à considérer que l'internalisation des externalités par voie monétaire ne permet pas d'atteindre l'objectif de durabilité forte (Bithas, 2011) : les capitaux naturels sont définis selon leur nature physique et non évalués selon leur valeur monétaire et il est prévu un remplacement des capitaux perdus par un capital naturel équivalent (Calvet et al., 2015 ; Vaissière, 2014, Levrel et al., 2012). C'est ainsi qu'en France, seule la compensation écologique en nature (type *in-kind*) est autorisée, au titre d'une substitution entre différentes composantes du capital naturel, du capital naturel

original (qui correspond à la biodiversité impactée) au capital naturel restauré (qui correspond à la biodiversité restaurée par une mesure compensatoire écologique). On cherche dès lors à compenser une perte d'utilité générée par la dégradation d'un actif naturel, par un gain d'utilité équivalent, via la restauration du même actif, dans la mesure où il contribue à l'intérêt public (Roach et Wade, 2006).

Jusqu'à présent, les travaux réalisés sur la durabilité des expériences issues de la compensation écologique se sont principalement attachés au niveau de similarité entre dommages et pertes. Par exemple, Levrel et al. (2012) considèrent que plus la biodiversité restaurée est similaire à la biodiversité détruite, plus le degré de durabilité est fort et vice versa. Le niveau de durabilité atteint par la compensation dépend alors de la forme des mesures compensatoires mises en place. Dans cette perspective, quatre critères ont été proposés². Tout d'abord, **l'équivalence écologique** entre le dommage et le gain environnemental produit par la compensation (le gain doit être de même nature et de même dimension que la perte) est une obligation juridique (Quétier et Lavorel, 2011). Ensuite, la mesure compensatoire doit présenter une **additionnalité** (Fevre, 2010), c'est-à-dire qu'elle doit produire une amélioration allant au-delà des effets positifs qui auraient été attendus de la conservation du site initial, afin de prendre en compte l'incertitude inhérente à la restauration. Puis, la compensation doit avoir la même portée temporelle que les impacts qu'elle compense : de fait, elle doit généralement être **pérenne** puisque les aménagements économiques perturbent durablement les milieux naturels (Doussan, 2015). Et enfin, les propositions de mesures compensatoires doivent être **faisables** d'un point de vue technique, économique et humain. D'autres propositions ont visé à améliorer le dispositif.

- La temporalité du processus de compensation a été mise en avant pour montrer que la mise en place de mesures de compensation postérieures aux aménagements, engendre des pertes intermédiaires (Bendor 2009 ; Bekessy et al. 2010). La mesure de compensation doit donc être réalisée avant que les impacts n'aient lieu (Gibbons & Lindenmayer 2007 ; McKenney & Kiesecker, 2010).
- La dimension spatiale est également un élément considéré comme susceptible de conditionner d'une part l'équivalence et d'autre part, l'additionnalité de la compensation : pour le calcul de l'équivalence, il est nécessaire de considérer différentes échelles de biodiversité, de l'échelle spécifique ou des habitats, à l'échelle

² Ils sont devenus des obligations juridiques depuis la loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages

paysagère de façon à compenser toutes les fonctions produites par le milieu détruit (Drechsler et al. 2011). Par ailleurs, assurer l'additionnalité de la compensation implique une analyse à large échelle des conditions de la compensation, de manière à éviter des actions localement redondantes (Underwood, 2011).

Pour répondre d'un point de vue pratique à ces deux derniers points, un mécanisme de banques de compensation a été développé en 1987 aux USA, dans le cadre du *National Wetland Policy* et au stade d'expérimentation en France (site de Cossure – voir Dutoit et al., 2015). Il s'agit d'un mécanisme de compensation anticipée et mutualisée des dommages sur l'environnement. C'est-à-dire que les mesures compensatoires écologiques ne sont plus réalisées au cas par cas, après la conception d'un projet, mais produites en amont et transformées en actifs négociables : les mesures mises en place produisent un gain écologique revendu par la suite aux maîtres d'ouvrages, au titre d'actif leur permettant de remplir leur obligation de compensation. Ce dispositif présente l'avantage d'améliorer l'accès au foncier pour les aménageurs (Burgin, 2008 et 2010) et constitue un moyen de limiter les pertes intermédiaires. Toutefois, les banques des compensations restent des sujets de débat, sachant que l'effectivité écologique des mesures n'est pas toujours atteinte (Turner, Redmond et Zedler, 2001 ; Salzman and Ruhl, 2004) et leur complexité, en termes de définition et de mesures, ne permet pas de caractériser réellement l'équivalence (Boisvert, 2015).

De fait, l'ensemble des démarches suivies par les politiques de compensation ne permettent pas d'atteindre l'objectif de zéro perte nette de biodiversité et un développement territorial respectant la durabilité forte. En effet, en reprenant le cadre conceptuel proposé par Toman, atteindre la durabilité forte nécessite de mettre en place une compensation à deux niveaux : sur les espaces définis comme capitaux naturels critiques, la compensation écologique devrait être impossible de façon à assurer une protection stricte de ces espaces (ou être réalisée très ponctuellement sous la forme de compensations répondant à des demandes spécifiques). Sur les espaces sur lesquels il est possible d'envisager une durabilité plus faible les dispositifs de compensation pourraient être plus largement développés. Or la question de la compensation ces espaces, que nous nommerons nature ordinaire, est très peu traitée dans la littérature et quasiment jamais par l'action publique. De fait, les critères de hiérarchie entre les espaces, eu égard à leur durabilité, est un enjeu de connaissance pour l'action publique, bien qu'ils restent

discutés : la nature remarquable peut être plus strictement protégée que la nature ordinaire³ du fait de sa rareté ou de sa valeur patrimoniale (Scott et Edwards, 1993) ; à contrario, il est également justifiable de protéger en priorité des espaces banals remplissant des fonctions cruciales pour le maintien d'un écosystème et des activités humaines (assainissement des eaux, connectivité entre différents espaces... voir Egoh et al., 2007; Gross, 2006) ou bien de réaliser un arbitrage en fonction de la capacité technique à restaurer les milieux (Margules et Pressey, 2000).

Pour confronter ce questionnement à ses dimensions empiriques, nous proposerons une approche territorialisée de la compensation écologique basée sur les principes de durabilité forte, c'est-à-dire centrée sur les espaces naturels non critiques. Dans cette perspective, nous évaluerons la faisabilité de l'atteinte d'une durabilité forte à différentes échelles territoriales, en prenant en considération les caractéristiques environnementales locales de plusieurs régions françaises. Pour cela une caractérisation des niveaux de durabilité des différents espaces est développée dans notre premier chapitre.

Néanmoins, la prise en compte des capitaux naturels critiques ne permet pas d'assurer la mise en œuvre effective d'une politique de durabilité forte. L'interaction des individus avec leur environnement change en fonction du niveau de rareté perçue du milieu : la protection d'une forme de nature abondante ou non critique pourrait être incomprise voire rejetée socialement (Lu, 2001; Bodin and Crona, 2008). Il a également été démontré que les communautés locales jouent un rôle majeur dans la conservation de la biodiversité (Ostrom, 1999) et des travaux en économie comportementale montrent que l'atteinte d'une durabilité forte est grandement déterminée par les comportements individuels (Jager et al., 2000). De fait, nous avons évalué, dans notre second chapitre, l'intérêt de potentiels producteurs de gains écologiques (des agriculteurs) pour la mise en œuvre d'une compensation écologique de nature ordinaire, à partir d'une enquête relevant de l'économie comportementale.

Enfin, une modélisation spatiale s'appuyant sur notre définition de la nature ordinaire et nos résultats sur la disposition des agriculteurs à souscrire à la mesure, est présentée dans notre dernier chapitre. Notre but est de questionner l'atteinte des objectifs affichés, en mettant en

³ D'après le rapport Chevassus-au-Louis (2009) la biodiversité remarquable correspond « à des entités (gènes, espèces, habitats, paysages) que la société a identifiées comme ayant une valeur intrinsèque et fondée principalement sur d'autres valeurs qu'économiques ». La biodiversité ordinaire, elle, « n'a aucune valeur intrinsèque identifiée comme telle mais qui, par l'abondance et les multiples interactions entre ses entités, contribue à des degrés divers au fonctionnement des écosystèmes et à la production des services qu'y trouvent nos sociétés ».

lumière les seuils et les limites obérant l'atteinte d'un optimum de mise en œuvre de la compensation environnementale (réalisation des objectifs environnementaux en minimisant le coût de la politique, évalué en termes de disponibilité foncière), par confrontation des besoins localisés de compensation (estimés en fonction de l'étalement urbain) et de l'offre potentielle agricole de compensation.

Chapitre 1 :

Une définition opérationnelle de la nature ordinaire adaptée à la compensation écologique. Le cas contrasté des régions Centre Val de Loire, Champagne-Ardenne et Provence-Alpes-Côte d'Azur

Chapitre 1 : Une définition opérationnelle de la nature ordinaire adaptée à la compensation écologique. Le cas contrasté des régions Centre Val de Loire, Champagne-Ardenne et Provence-Alpes-Côte d'Azur

Claire Pellegrin^{1*}, Rodolphe Sabatier², Claude Napoléone³ et Thierry Dutoit⁴

¹Agronomie, AgroParisTech, Inra, UR0767 Écodéveloppement, Avignon, France

² Agronomie, Inra, UR0767 Écodéveloppement, Avignon, France

³ Économie, Inra, UR0767 Écodéveloppement, Avignon, France

⁴ Écologie, CNRS, UMR7263 IMBE, Avignon, France

*auteur correspondant : claire.pellegrin@inra.fr

Résumé – Considérant les limites actuelles de la compensation écologique pour recréer des écosystèmes remarquables, nous nous fondons sur l'hypothèse que la nature ordinaire serait plus facilement reproductible et donc plus pertinente comme objet des mesures compensatoires. Face à un manque de définition scientifique opérationnelle de la nature ordinaire, nous proposons une clef de détermination de cette notion reposant sur trois critères : absence de nature remarquable, dépendance de fonctionnement vis-à-vis de l'homme et faible complexité. Nous validons notre définition en l'appliquant à trois régions françaises contrastées : Centre, Champagne-Ardenne et Paca. Puis, afin d'évaluer l'adéquation entre besoins de compensation et stock régional de nature ordinaire existante, nous estimons l'artificialisation potentielle de nos trois régions d'étude à l'horizon 2040.

Mots-clés : compensation écologique / nature ordinaire / conservation environnementale / politique publique / agriculture

Abstract – **A working definition of "ordinary nature" adjusted to ecological offset policies tested in three French regions.** Considering the current limitations to re-establishing remarkable ecosystems in ecological offset policies, we suggest that ordinary nature could be more easily recreated and therefore offer a more relevant target for ecological offset measures. The lack of operational scientific characterization of ordinary nature led us to suggest a definition of this notion based on three criteria: non-extraordinary nature, dependency on human activities and low ecosystem complexity. We validated our definition by applying it to three contrasted French regions (Centre, Champagne-Ardenne and Provence-Alpes-Côte d'Azur) in order to delineate the boundaries of ordinary nature. Then, to assess the needs for compensation in these three regions we estimated their potential urbanization by 2040. In order to define the limits of ordinary nature, we used land-cover

data and regulated protection areas as indicators of our criteria. Urbanization was estimated by delineating concentric buffer zones around cities based on demographic evolution perspectives and the current city population. The results of our mapping of ordinary nature seem conclusive, excluding areas with major biodiversity issues. Our estimation of urbanization in the three regions highlighted unequal capacities of the three regions to apply ecological offsetting measures.

Keywords: ecological mitigation / ordinary nature / environment conservation / public policy / agriculture

1. Introduction

Depuis plusieurs décennies, le rythme d'extinction des espèces s'est accéléré : un cinquième de toutes les espèces vivantes pourrait ainsi disparaître dans les 30 prochaines années, en grande partie du fait des actions humaines et en particulier des changements d'usage des terres entraînant la destruction des habitats (Devictor, 2015). Pour enrayer ce phénomène, l'Union européenne s'est fixée pour objectif de limiter l'érosion de la biodiversité sur son territoire suite aux engagements pris au sommet de Nagoya (2010). En France, cet objectif se décline notamment par la séquence « Éviter, réduire, compenser » (ERC), selon laquelle toute réalisation de projet d'aménagement soumis à étude d'impact est conditionnée à un évitement et une réduction préalable des impacts environnementaux. Dans le cas où des impacts résiduels n'ont pu être évités, les aménageurs doivent proposer des mesures de compensation écologique permettant de produire des gains de biodiversité équivalents en qualité et quantité aux pertes résiduelles du projet. L'ensemble de cette séquence vise alors à atteindre une « absence de perte nette » (*no net loss* [NNL]) de biodiversité (Bull *et al.*, 2014), bien que nous sachions que, dans les pratiques, les questions de coût des mesures ou même d'arbitrages entre développement économique et protection de la nature sont également considérées (Calvet *et al.*, 2015).

Dans les faits, la possibilité d'atteindre « zéro perte nette de biodiversité » est restreinte par les difficultés de définition d'une équivalence écologique, économique et sociale entre gain et perte, ainsi que par l'existence de verrous scientifiques et techniques concernant les capacités de restauration des milieux dégradés, cibles de la compensation (Maron *et al.*, 2012). Ces limites sont d'autant plus grandes que la plupart des milieux concernés par des mesures de compensation sont remarquables (Bull *et al.*, 2013). Dans ce cadre, nous faisons l'hypothèse qu'appliquer le dispositif de compensation écologique à la « nature ordinaire » est une condition permettant d'atteindre plus facilement l'objectif de zéro perte nette de biodiversité, notamment par le maintien d'un ensemble de fonctions et de services au sein d'un territoire (Burylo *et al.*, 2013). Le premier écueil est alors celui de la définition même de cette notion de nature ordinaire, qui ne fait l'objet d'aucun consensus (Godet, 2010) et qui, plus généralement, n'a suscité qu'un nombre très faible de publications.

Nous souhaitons, à travers cet article, proposer une définition opérationnelle de la nature ordinaire, adaptée au dispositif de la compensation écologique, puis la mettre à l'épreuve de données empiriques en localisant les espaces de nature ordinaire dans trois régions françaises contrastées : Centre-Val de Loire, Champagne-Ardenne et Provence-Alpes-Côte d'Azur. Enfin, nous évaluerons l'adéquation entre artificialisation potentielle future et espaces de nature ordinaire disponible dans les trois régions d'étude.

2. Pourquoi compenser la perte de nature ordinaire ?

La compensation écologique est une obligation légale entrée dans la loi française en 1976⁴. Elle s'applique aux maîtres d'ouvrage de projets d'aménagements qui doivent, si leur projet a des impacts sur la biodiversité, d'abord chercher à les éviter puis à les réduire au maximum⁵. Dans le cas où subsistent des dommages inévitables et irréductibles, le maître d'ouvrage doit les compenser, c'est-à-dire qu'il doit créer une biodiversité équivalente en quantité et en qualité à celle perdue du fait du projet. Cette approche a été initiée aux États-Unis où elle a d'abord orienté les politiques de protection des zones humides pour être, par la suite, appliquée plus généralement à l'ensemble des compartiments de la biodiversité (Calvet *et al.*, 2015). Elle se fonde sur le concept « d'absence de perte nette » de biodiversité (Bonneuil, 2015), pour lequel les différentes étapes du processus visent à assurer un maintien du niveau de biodiversité globale à l'échelle du territoire. À ce titre, les méta-analyses sur l'évaluation des opérations de restauration écologique à l'échelle planétaire mettent en évidence les limites de la connaissance et des capacités scientifiques, techniques et socioéconomiques qui permettraient de restaurer l'intégralité des écosystèmes (Rey Benayas *et al.*, 2009 ; Moreno-Mateos *et al.*, 2012).

L'application effective de la séquence ERC étant relativement récente et la loi peu précise sur les formes de compensation acceptables, les acteurs de terrain instaurent de façon informelle, sur la base d'exemples de mesures de compensation existants, une forme de norme définissant les « bonnes » et les « mauvaises » pratiques de compensation. Cette norme s'inscrit dans la législation actuelle : or, malgré le fait que l'extinction d'espèces rares représente seulement « la partie immergée de l'iceberg de l'érosion mondiale de la biodiversité » (Devictor *et al.*, 2007), la nature ordinaire n'est pas considérée comme un objectif légal de compensation écologique, contrairement aux espaces patrimoniaux (Quétier *et al.*, 2014 ; Enviroscop *et al.*, 2010). Sa protection est considérée comme « intégrée » dans les mesures de compensation visant à produire de la nature remarquable, c'est-à-dire que définir les mesures compensatoires en fonction des espèces rares et protégées (souvent décrites dans des listes) impactées et de leurs habitats servirait « indirectement, à conserver l'ensemble de la faune et de la flore locale, la biodiversité dite ordinaire » (Tissot *et al.*, 2014). De fait, les mesures compensatoires sont définies sans tenir compte des pertes de nature ordinaire (Regnery *et al.*, 2013a) et les méthodes de calcul de l'impact du projet sont centrées sur les habitats et les espèces protégés, la prise en compte de la nature ordinaire associée (forêts, bocage, etc.) étant

⁴ Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature.

⁵ Directive n° 85/337/CEE du 27 juin 1985 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement, modifiée par la directive n° 97/11/CE du 3 mars 1997 et par la directive n° 2003/35/CE du 26 mai 2003.

limitée aux études d'impacts (Robert, 2012). Pourtant, la nature ordinaire est, au même titre que la nature remarquable, porteuse d'enjeux écologiques et soumise à destruction. Les populations de nombreuses espèces communes sont en diminution (Conrad *et al.*, 2006 ; Donald *et al.*, 2006) : la tendance décelée sur plus de 1 100 espèces de vertébrés montre que les espèces communes ont décliné de 25 % entre 1970 et 2000 (Loh *et al.*, 2005). Les plantes communes, bien que moins bien suivies, présentent également des signes de déclin importants (Smart *et al.*, 2005). Considérant que, depuis plusieurs années, on assiste à une normalisation de la compensation qui ne prend pas en compte la nature ordinaire, il devient donc urgent, à nos yeux, d'intégrer cette dernière dans les objectifs de la séquence « Éviter, réduire, compenser ». La loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, adoptée le 8 août 2016, a bien étendu la définition de la biodiversité à sa forme dite ordinaire, mais elle n'a toutefois pas précisé si les dommages devaient être compensés et de quelle manière.

Par ailleurs, face à la difficulté intrinsèque que représente la recréation d'écosystèmes rares abritant des espèces endémiques, il devient évident que l'atteinte de l'objectif de zéro perte nette de biodiversité repose en partie sur la capacité d'évaluer l'ensemble des composantes et fonctions de la biodiversité impactées par le projet (Germaneau *et al.*, 2012), mais également sur celle de les restaurer entièrement. L'appréciation de la faisabilité de la compensation constitue alors une étape cruciale dans la conception des mesures compensatoires (Regnery *et al.*, 2013b ; CGDD, 2013). Une première voie pour maximiser la faisabilité des opérations à engager consiste à clarifier les objectifs en proposant différentes méthodes d'évaluation des dommages et du calcul de leur équivalence (Quétier et Lavorel, 2011 ; Bas *et al.*, 2013 ; Dunford *et al.*, 2004 ; Quétier *et al.*, 2012). Une autre voie est de concevoir une méthode visant à estimer la « compensabilité » d'un projet en fonction des enjeux de conservation, de l'intensité des impacts et des possibilités de réalisation et d'efficacité des mesures compensatoires (Pilgrim *et al.*, 2013).

Pour notre part, en suivant Pilgrim *et al.* (2013), nous faisons l'hypothèse que les milieux de nature ordinaire présentent une biodiversité certes moins importante que les zones à enjeux patrimoniaux, mais plus « facilement » restaurable. Nous considérons que la compensation écologique a plus de chances de succès lorsqu'elle concerne une biodiversité plus commune et répandue, parce qu'étant plus efficace, elle limite les risques pris par la société. (Levrel et Couvet, 2016).

3. Comment définir la nature ordinaire ?

D'un point de vue opérationnel, intégrer la nature ordinaire dans les objectifs de compensation soulève plusieurs difficultés. La première, c'est qu'il n'existe pas de définition faisant consensus. Pour remédier à ce problème, nous présentons ici deux approches qui se dégagent de la littérature (nature ordinaire versus nature remarquable et nature ordinaire en tant que nature proche de l'homme), auxquelles nous proposerons également d'ajouter la notion de complexité des écosystèmes.

La nature ordinaire versus la nature remarquable

En écologie, la nature ordinaire se définit en opposition à la rareté, ce qui fait d'elle un objet subjectif, changeant selon l'écologie de l'espèce et l'échelle d'étude. Elle est le plus souvent utilisée dans des travaux à un niveau très local, mais peut également être considérée à une échelle plus large comme celle de la communauté ou du paysage. À l'échelon spécifique, la nature ordinaire désigne l'ensemble des espèces communes, non menacées et non protégées (Couvét et Vandevælde, 2014). Pour chaque espèce, un niveau de « banalité » peut être caractérisé en fonction de trois critères : l'aire de distribution, la taille de la population et le degré de spécialisation vis-à-vis d'un habitat particulier (Godet, 2010 ; Rabinowitz, 1981), qu'il est possible de synthétiser sur un gradient mettant en évidence leurs caractéristiques relatives (Figure).

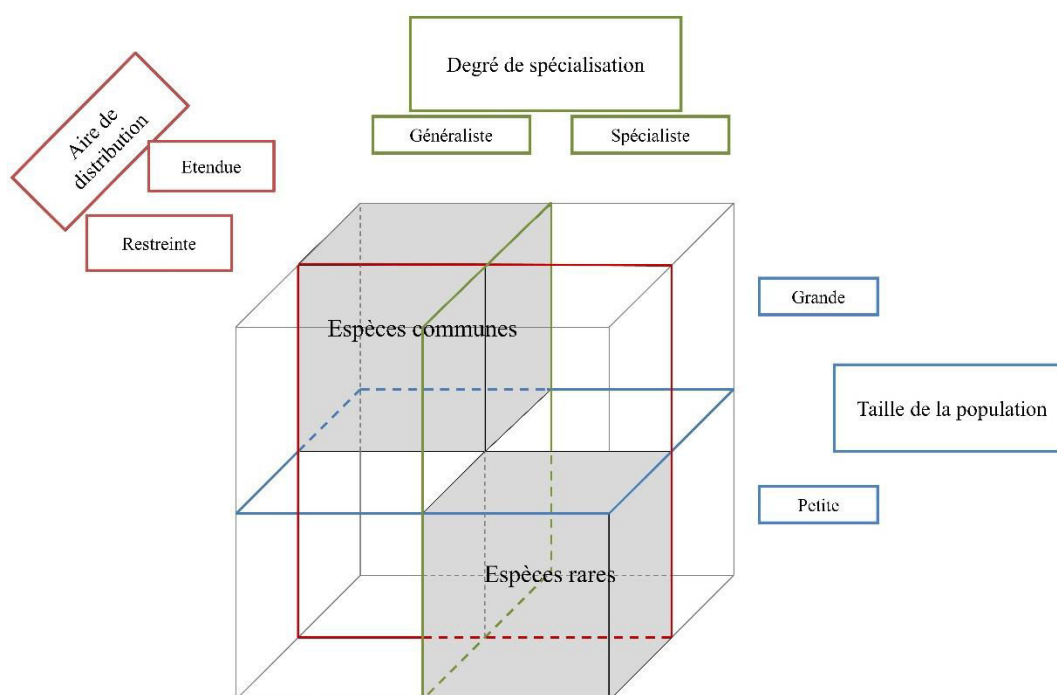


Figure 1: Critères écologiques des espèces communes et rares (source : Godet, 2010 ; Devictor, 2007).

Le caractère commun d'une espèce dépend du nombre d'individus dans sa population, de l'aire dans laquelle elle se déplace et de son degré de spécialisation. Ainsi, selon leur abondance et leur répartition spatiale relatives, les espèces sont distribuées entre un pôle rare et un pôle commun.

Les espèces les plus rares sont des espèces spécialistes à petites populations présentes sur des espaces restreints quand les espèces très communes, caractérisées par une large répartition géographique, occupent de nombreux habitats et comptent des populations importantes. Parmi elles, les espèces communes d'oiseaux ont été particulièrement étudiées (Couvét et Vandevélde, 2014). Elles présentent l'avantage d'être capables de se déplacer sur de larges espaces, d'être plus ou moins inféodées à un habitat particulier et comportent des populations de tailles importantes. La méta-analyse d'Eglington *et al.* (2012) a ainsi montré que, dans les mosaïques agricoles, l'étude des oiseaux à une large échelle peut permettre indirectement d'estimer la biodiversité totale.

Les fonctions support de la nature ordinaire

Le terme de nature « ordinaire » est parfois utilisé pour qualifier la matrice paysagère (Burel *et al.*, 1998). Elle représente alors soit la dominante paysagère de l'espace étudié (Clergeau et Désiré, 1999), soit son organisation spatiale à travers les continuités écologiques (haies, cours d'eau...) et les niveaux de fragmentation des différents habitats. La nature ordinaire a aussi été étudiée pour son rôle majeur dans la stabilité des écosystèmes (Ellison *et al.*, 2005) sur le plan de la structure, du fonctionnement et de la capacité des milieux à fournir des services : « *To a first approximation, it is common species that shape the world around us* » (Gaston et Fuller, 2008). À l'échelle du paysage, la nature ordinaire est constitutive des continuités écologiques (Couvét et Vandevélde, 2014). Il existe des enjeux de protection liés aux fonctionnalités qu'elles remplissent au sein du paysage : déplacement d'espèces, habitats d'auxiliaires de cultures, rôle de zone tampon/interstice, protection contre le vent, etc. (Mougenot et Melin, 2000). La nature ordinaire remplit donc un grand nombre de fonctions ou services dans l'écosystème : elle représente « une dimension indispensable pour assurer la durabilité d'un certain nombre de services rendus par les écosystèmes (pollinisation, contrôle de l'érosion, présence de parasites naturels des prédateurs des cultures...) » (Bertrand et Vanpeene-Bruhier, 2007 p5). En outre, la dominance paysagère d'un milieu est bien souvent caractérisée par les espèces communes qui la constituent et forment son architecture spécifique. Elles sont parfois qualifiées de « fondatrices » ou « structurantes » en raison de leur place capitale dans la construction de la majorité des communautés et des écosystèmes (Gaston et Fuller, 2008). Elles peuvent influencer de larges zones géographiques en raison de leur aire de répartition, généralement très étendue. Gaston et Fuller (2008) ont ainsi montré que la participation des espèces les plus largement répandues à la production de services écosystémiques est supérieure à celles des espèces rares. Par exemple, la

productivité d'une prairie peut diminuer après destruction ou réduction de la densité d'une plante commune, alors que la perte équivalente d'une espèce rare ne présente pas d'effet à long terme. La nature ordinaire constitue donc un « support » de fonctionnalités écologiques essentielles au maintien de la biodiversité à l'échelle des territoires (Mougenot et Melin, 2000).

La nature ordinaire, une nature proche...

D'autres approches, en prenant en compte la proximité que les hommes entretiennent avec la nature ordinaire, peuvent compléter sa définition, la présentant alors comme « une nature proche, non protégée » (Skandrani *et al.*, 2015 ; Mougenot, 2003). Participant de façon importante à la construction du rapport de l'homme à la nature (Mougenot, 2003), le déclin de la nature ordinaire peut être perçu par chacun (Robinson *et al.*, 2005) et vécu comme une perte en soi (Krebs *et al.*, 1999). La nature ordinaire constitue ainsi « un lien intime fondamental entre l'homme urbanisé et ce qui n'est pas (ou moins) artificiel » (Devictor, 2007 p5). Elle fait donc l'objet d'une demande sociale à la fois difficile à occulter et compliquée à cerner (Bigando, 2013) ; elle est notamment délicate à caractériser dans des approches cartographiques ou quantitatives, et donc complexe à opérationnaliser à l'échelle d'une action publique. Toutefois, en reprenant les propositions de Godet (2010), nous pouvons tenter de la définir via une vision spatialisée de la proximité entre nature ordinaire et société humaine. Il s'agit de considérer la nature ordinaire comme un espace d'entre-deux liant le monde de la nature « sauvage » (dans le sens nord-américain de « *wilderness* ») et le monde humain correspondant aux espaces artificialisés comme les villes. De fait, les éléments spatiaux se distribuent le long d'un gradient en trois catégories : espace artificialisé, nature ordinaire et espace naturel (Figure 2). Dans une vision anthropocentrée, les limites de cet entre-deux sont déterminées par le niveau de présence des activités humaines. Cette définition, relativement intuitive, rend cependant facile la ségrégation des espaces en utilisant, par exemple, un gradient d'urbanisation. Elle considère les milieux strictement en fonction de leur proximité géographique à l'homme. Néanmoins, elle ne permet pas de les définir selon leurs caractéristiques intrinsèques. Elle ne prend notamment pas en considération l'historique des espaces étudiés qui est pourtant un élément déterminant dans l'évaluation de la qualité écologique des milieux (Bardat *et al.*, 1997).

La seconde approche proposée par Godet (2010) pallie ce problème en posant les limites de la nature ordinaire en fonction d'une approche historique prenant notamment en compte l'importance du rôle des activités humaines dans sa genèse et son fonctionnement. La nature ordinaire ainsi définie correspond à des espaces qui ont été soumis à des forçages anthropiques arrêtés par la suite (par exemple des friches industrielles) ou bien qui ont perduré, influençant alors l'évolution de ces espaces (par exemple des pâturages) (Figure 3). Cette approche, qualifiée d'anthropogénique, repose plus sur

le fonctionnement de l'écosystème en lui-même et sur la part que l'homme prend dans ce fonctionnement. Elle qualifie le lien intime entretenu par l'homme et la nature, non en fonction de l'usage ou de la perception de l'homme de ces milieux, mais bien au travers des impacts de l'activité humaine sur la structure et l'organisation de l'écosystème.

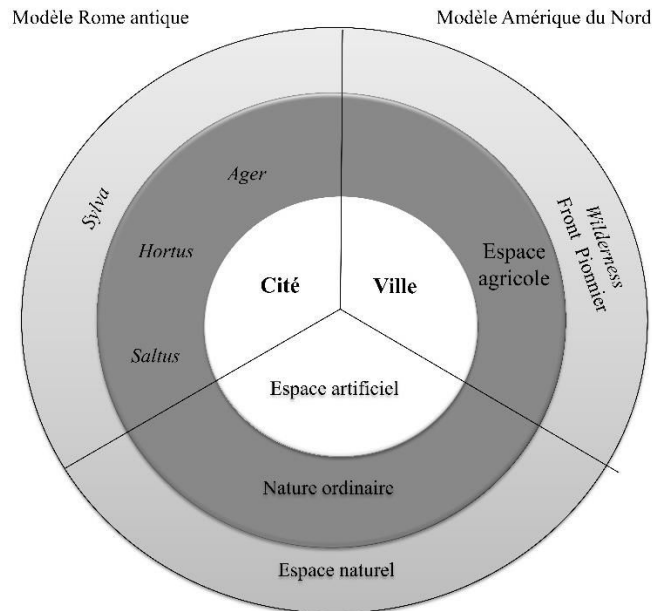


Figure 2: Visions anthropocentriques de la nature (source : Godet, 2010)

Les modèles hérités de la Rome antique ou de l'Amérique du Nord définissent trois types d'espaces : l'espace artificialisé, symbolisé par la ville ou la cité, l'espace naturel, correspondant à la wilderness ou à la silva (bois), et la nature ordinaire, qui constitue un milieu intermédiaire, lieu de rencontre et de cohabitation entre hommes et nature, dans les espaces agricoles, ager (champ cultivé), hortus (jardin) et saltus (prairies/marécages).

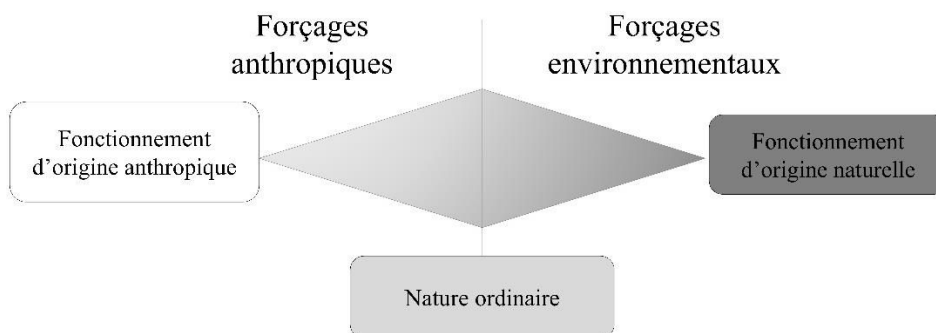


Figure 3: Vision anthropogénique de la nature (source : Godet, 2010).

L'approche anthropogénique de la nature définit la nature ordinaire comme le résultat de pressions humaines et naturelles égales.

Cette définition de la nature ordinaire caractérise donc les espaces étudiés en fonction du niveau de proximité à l'homme qui leur est nécessaire pour exister et perdurer. Néanmoins, seule, cette définition ne permet pas de statuer sur le caractère ordinaire d'un espace. En effet, sur un grand nombre d'espaces patrimoniaux, des pressions anthropiques plus ou moins importantes se sont exercées au cours du temps et une biodiversité remarquable s'y est installée du fait même de ces pressions : par exemple, la mise en place et le maintien des communautés de plantes caractéristiques du coussoul de la Crau sont liés à une pression de pâturage ovin multiséculaire (Dutoit *et al.*, 2018⁶). Nous proposons donc ici de tenir compte à la fois de l'approche écologique et de la définition anthropogénique.

Nature ordinaire, nature peu complexe ?

La troisième dimension qui nous permet d'aboutir à une définition de la nature ordinaire opérationnelle dans le cadre de la compensation écologique est la notion de complexité. La complexité d'un milieu correspond « aux propriétés émergentes de l'ensemble des interactions comportementales, biologiques, physiques et sociales qui affectent, maintiennent ou sont modifiées par les organismes vivants, dont les humains » (Michener *et al.*, 2001 p1018). Ainsi, en écologie, elle permet de rendre compte des multiples interactions entre les différentes composantes d'un écosystème qui se développent au cours du temps, selon trois dimensions (spatiale, temporelle et organisationnelle), en incluant celles qui existent à différents niveaux d'organisation biologique et spatiotemporelle (Cadenasso *et al.*, 2006). Cette notion permet de caractériser les écosystèmes de différentes manières : la complexité d'un milieu est un indicateur du degré de maturité d'un écosystème (Müller, 2005), elle est également corrélée positivement à sa résilience et à sa robustesse (Levin, 1998) ainsi qu'à la diversité des espèces présentes (Heck et Wetstone, 1977). En substance, plus un milieu est complexe, plus les différents éléments qui le constituent et en assurent le fonctionnement sont étroitement imbriqués, et plus la restauration de cet espace sera difficile. De fait, la forte complexité d'un écosystème nous semble être un bon indicateur de sa faible « restaurabilité » et nous l'utiliserons donc pour considérer que les niveaux d'« ordinarité » et de complexité sont négativement corrélés (Figure 4).

⁶ Voir dans ce numéro l'article de Dutoit *et al.* dans la rubrique Regards.

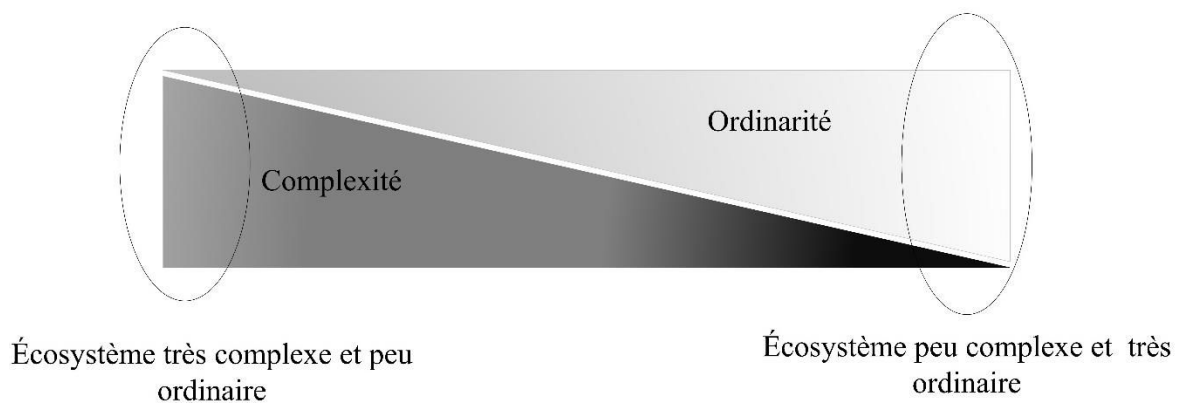


Figure 4: Lien entre complexité et « ordinarité » d'un écosystème (source : Pellegrin).

L'« ordinarité » et la complexité d'un écosystème sont négativement corrélées : la densité des interactions entre éléments de l'écosystème augmente sa complexité et diminue son « ordinarité ».

Quelle définition de la nature ordinaire ?

Pour synthétiser, notre objectif est de proposer une première définition opérationnelle adaptée au cadre de la mise en œuvre de la compensation écologique. Dans cette perspective, la nature définie comme ordinaire doit présenter les particularités suivantes : ne pas être remarquable (si possible, ne pas être porteuse d'enjeux patrimoniaux), être peu complexe et se structurer sur une dépendance forte aux activités humaines dans son histoire et son fonctionnement actuel. Ces trois critères constituent trois polarités mesurables permettant de déterminer le caractère ordinaire de la nature (Fig. 5).

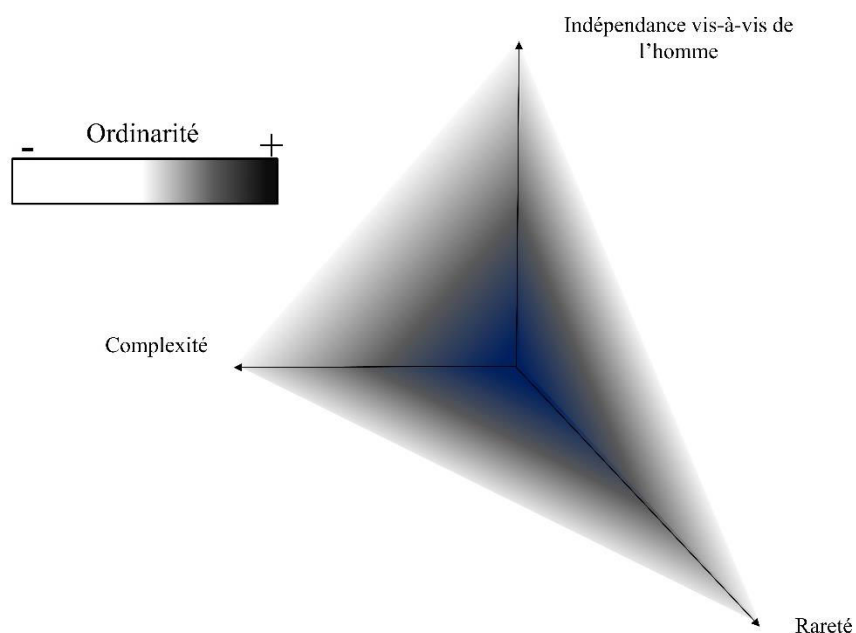


Figure 5: Ordinarité de la nature, un gradient évoluant selon trois variables (source : Pellegrin)

L'« ordinarité » d'un espace en fonction de sa rareté, de sa dépendance de fonctionnement aux activités humaines et de sa complexité. C'est une notion hautement subjective qui dépend étroitement de l'échelle spatiale et temporelle considérée. Les écosystèmes peuvent être toutefois utilement distribués sur un gradient d'ordinarité selon ces trois critères.

4. Application de la définition de la nature ordinaire à trois régions françaises

La mise en œuvre opérationnelle d'une compensation écologique à partir de la nature ordinaire amène des questions d'ordre pratique, notamment du point de vue de l'aménagement du territoire. Afin de tester empiriquement notre définition, nous l'appliquons à trois régions françaises : Champagne-Ardenne, Centre-Val de Loire et Provence-Alpes-Côte d'Azur. Pour ce faire, nous y avons estimé l'urbanisation à l'horizon 2040, de manière à confronter la localisation de la nature ordinaire telle que nous l'avons définie aux besoins prévisibles de compensation écologique (en faisant l'hypothèse que toute consommation d'espace par la ville doit être compensée). Notre approche sera simplifiée par une dichotomie franche entre nature ordinaire et nature remarquable, malgré la limite floue qui peut exister entre ces deux extrêmes. Cela nous permet de contraster les différents types et niveaux d'enjeux écologiques portés par les milieux et d'élaborer une clef de détermination (Fig. 6).

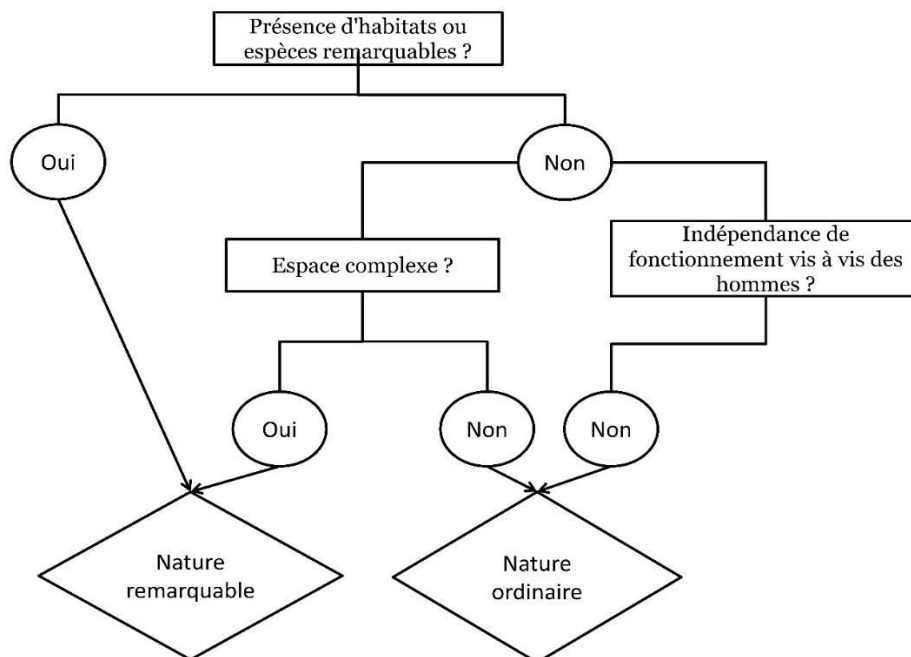


Figure 6: Clé de détermination du statut de nature ordinaire d'un espace (source : Pellegrin)

Pour définir le caractère ordinaire des espaces, en l'occurrence renseigner la dépendance d'un écosystème vis-à-vis des activités humaines et la complexité des milieux, nous avons fait appel aux informations disponibles sur la couverture et l'usage du sol fournies par les bases de données Corine

Land Cover⁷ (CLC) (échelle 1/100 000). Dans un premier temps, nous utilisons la couverture la plus récente (2012) pour mesurer le niveau de dépendance des espaces aux activités humaines (Liénard et Clergeau, 2011), en intégrant les zones agricoles ou les jardins urbains⁸ et pour chacun des différents usages (Annexe 1). Dans un second temps, nous nous appuyons sur l'âge de l'écosystème pour définir son niveau de complexité (Parrott, 2010). Nous faisons ici l'hypothèse que les écosystèmes ayant évolué depuis peu peuvent être considérés comme moins complexes et plus ordinaires que les milieux **dont les composantes ont** développé sur le long terme de multiples interactions (Harris, 2007) (Tab. 1). Nous sélectionnons donc des zones ayant connu des changements d'usage du sol entre 2000 et 2012 vers des occupations du sol non artificialisées. Les écosystèmes ainsi définis (dépendants de l'activité humaine ou peu complexes) ont été réunis dans une couche SIG au sein de laquelle ont été exclues les zones réglementairement protégées au titre de la biodiversité remarquable (Annexe 2).

Tableau 1 Méthode de spatialisation de la nature ordinaire (source : Pellegrin)

Critères	Indicateurs	Données	Règles de décision
Dépendance de fonctionnement du milieu vis-à-vis des activités humaines	Présence d'activités humaines induisant une emprise importante de l'homme sur les milieux	Corine Land Cover 2012	Les espaces porteurs en 2012 d'activités humaines considérées comme structurantes du milieu (Annexe 1) sont placés comme partie de la nature ordinaire
Faible complexité du milieu	Âge du milieu : plus un écosystème est récent, moins il sera complexe	Corine Land Cover 2010-2012	Les milieux dont la couverture du sol a changé entre 2000 et 2012 sont considérés comme peu complexes et donc comme ordinaires
Absence de nature remarquable	Absence de zones de protection réglementaires	Données Carmen 2016 (Annexe 2)	Retrait des espaces protégés réglementairement des espaces définis comme dépendants des actions humaines ou faiblement complexes

Pour faire une projection de l'artificialisation future, nous nous sommes fondés sur les travaux de Pointereau et Coulon (2009) ainsi que sur les estimations d'évolutions démographiques régionales à

⁷ La base de données géographiques CORINE Land Cover, produite dans le cadre du programme européen CORINE de coordination de l'information sur l'environnement, a été réalisée à partir d'images satellitaires. C'est un référentiel d'occupation du sol proposant des informations sur couverture du sol de toute l'Europe depuis 1990.

⁸ Considérant le caractère exceptionnel des forêts dans les régions étudiées, avec des forêts patrimoniales porteuses d'espèces septentrionales en région Centre-Val de Loire (Observatoire régional de la biodiversité Centre-Val de Loire, 2016), des forêts méditerranéennes très riches en Paca (Amandier *et al.*, 2012) et des forêts étant l'objet de la création d'un Parc national (Parc national des forêts de Champagne et Bourgogne) en Champagne-Ardenne, nous avons décidé de ne pas prendre en compte les forêts ici.

l'horizon 2040 produites par l'Insee (Léon, 2010). Nous avons conçu une zone tampon (*buffer*) à partir des zones artificialisées des villes, en considérant que chaque nouvel habitant consomme 850 m² dans une commune de moins de 5 000 habitants, 500 m² dans une commune entre 5 000 et 50 000 habitants, et 100 m² dans une commune de plus de 50 000 habitants. Nous avons appliqué cette méthode dans trois régions porteuses d'enjeux environnementaux de types et de niveaux contrastés (Champagne-Ardenne, Centre-Val de Loire et Provence-Alpes-Côte d'Azur). Sans surprise, mais il convient de le souligner, les espaces agricoles sont très fortement porteurs de nature ordinaire.

Région Centre-Val de Loire

Les enjeux environnementaux de la région Centre-Val de Loire (nature remarquable) concernent essentiellement les milieux humides, avec notamment la Brenne et la Sologne qui portent des zones humides d'importance internationale, ou la vallée de la Loire qui constitue un couloir migratoire, notamment pour les poissons (Fig. 7). Les milieux ouverts ou semi-ouverts de la région accueillent également une biodiversité importante d'oiseaux nicheurs ; par exemple, la Beauce et les Gâtines sont des axes de migration importants, ainsi que la vallée de la Loire, fréquentée par plus de 240 espèces d'oiseaux qui y nichent, hivernent ou y font une halte lors de leur migration. Les espaces de nature ordinaire (Fig. 8) s'étalent sur plus de la moitié de sa surface totale et comprennent environ 98 % de surfaces agricoles : grandes cultures (ministère de l'Agriculture, 2010), céréales et oléagineux au nord, correspondant à 83 % du territoire, et élevage au sud. Les paysages sont liés aux types de cultures : la Beauce est marquée par un *openfield* tandis que le Boischaud est constitué de bocages vallonnés. Relativement peu artificialisés, ces espaces sont néanmoins soumis à la pression urbaine en provenance d'Île-de-France, en particulier sur les communes situées au nord de la région (Dreal Centre-Val de Loire, 2017).

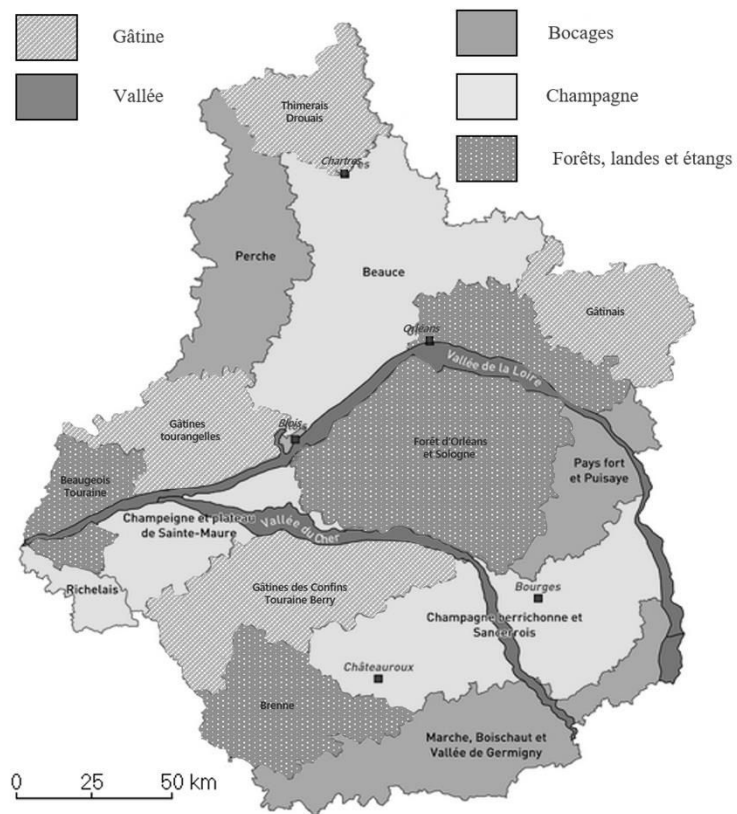


Figure 7: Cartes des unités paysagères de Centre-Val de Loire (source : Observatoire de la biodiversité Centre, 2014).

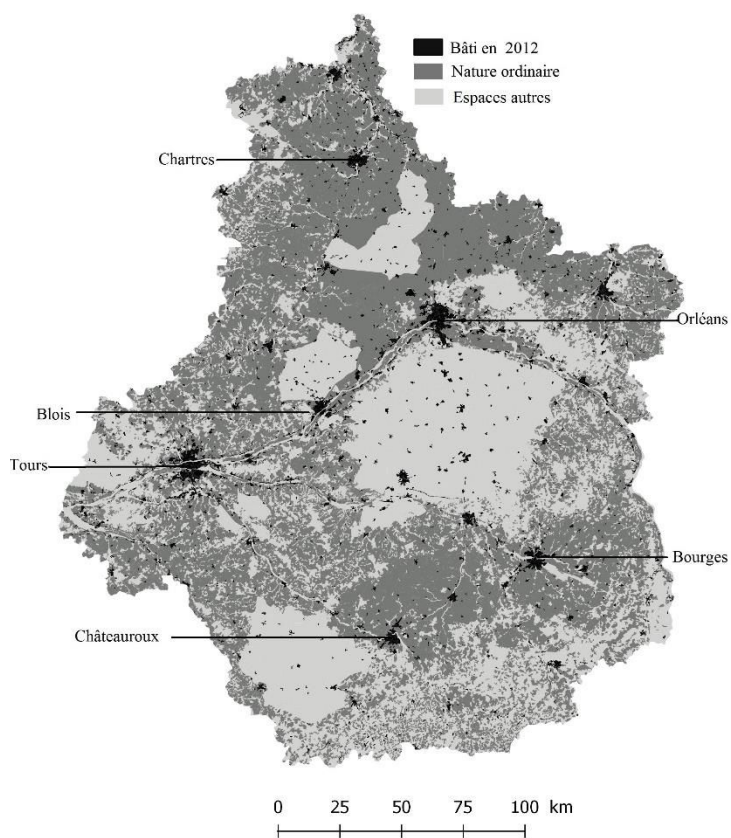


Figure 8: Carte de la nature ordinaire en Centre-Val de Loire (source : Pellegrin).

Région Provence-Alpes-Côte d'Azur

En Provence-Alpes-Côte d'Azur (Paca), la nature ordinaire ne représente que 16,7 % de la superficie totale de la région et y fait donc figure d'exception (Fig. 9). Cette région, située sur le pourtour de la Méditerranée, est en effet un « *hot spot* » mondial de biodiversité (Médail et Quézel, 1999), y compris sur certains de ses espaces agricoles comme les zones d'élevage pastoral extensif (montagnes). Elle abrite près des deux tiers des espèces végétales françaises métropolitaines (4 700 sur 6 000), des espèces de mammifères (100 sur 143) et des espèces d'oiseaux (237 sur 275) (Clap et Moral, 2010). La nature ordinaire n'est pas présente dans la partie est de la région (les Alpes du Sud) dont les paysages montagneux fortement contrastés par des sommets à pelouses et des versants très boisés accueillent de nombreux habitats d'intérêt communautaire présentant des enjeux forts : forêts alpines, fourrés à *Pinus mugo*, prairies à *Molinia* ou encore prairies de fauche de montagne (Fig. 10). Ces dernières sont façonnées en grande partie par des activités agricoles historiques comme l'estive des troupeaux d'ovins qui maintient la diversité des niches écologiques des alpages (Duclos et Mallen, 1998). Une grande partie de la Haute-Provence (dont les paysages de plateaux et de montagnes sèches traversées par le Verdon, l'Asse, la Bléone et ses principaux affluents) est également exclue des zonages de nature ordinaire. Le littoral est tout autant écarté, d'une part à cause de son niveau d'artificialisation très important (19 % contre 11 % en moyenne pour l'ensemble de littoraux français d'après le Medam⁹) et, d'autre part, du fait des paysages et des habitats exceptionnels qui le composent ; par exemple, la Camargue qui accueille 80 % des oiseaux hivernant sur la région (Tamisier, 1991) et de la Crau (Buisson et Dutoit, 2006). La nature ordinaire se divise donc en deux zones sur la partie ouest de la région :

- dans le Vaucluse, elle correspond aux espaces périphériques de la ville d'Avignon : aires sous forte influence urbaine où l'artificialisation est intense et peu concentrée (Arrighi et Samyn, 2016). Ces zones sont majoritairement agricoles (viticulture et arboriculture) ;
- le tracé des vallées et grands axes de communications occupés notamment par plusieurs autoroutes (Decoupigny et Passel, 2014). Les zones de nature ordinaire y sont majoritairement agricoles, essentiellement composées d'exploitations viticoles dans le Var et arboricoles le long de la Durance.

⁹ Medam (côtes méditerranéennes françaises. Inventaire et impact des aménagements gagnés sur le domaine marin), <http://www.medam.info/index.php/fr/123-medam-le-bilan/124-taux-d-artificialisation-du-littoral-par-les-amenagements-gagnes-sur-la-mer>.

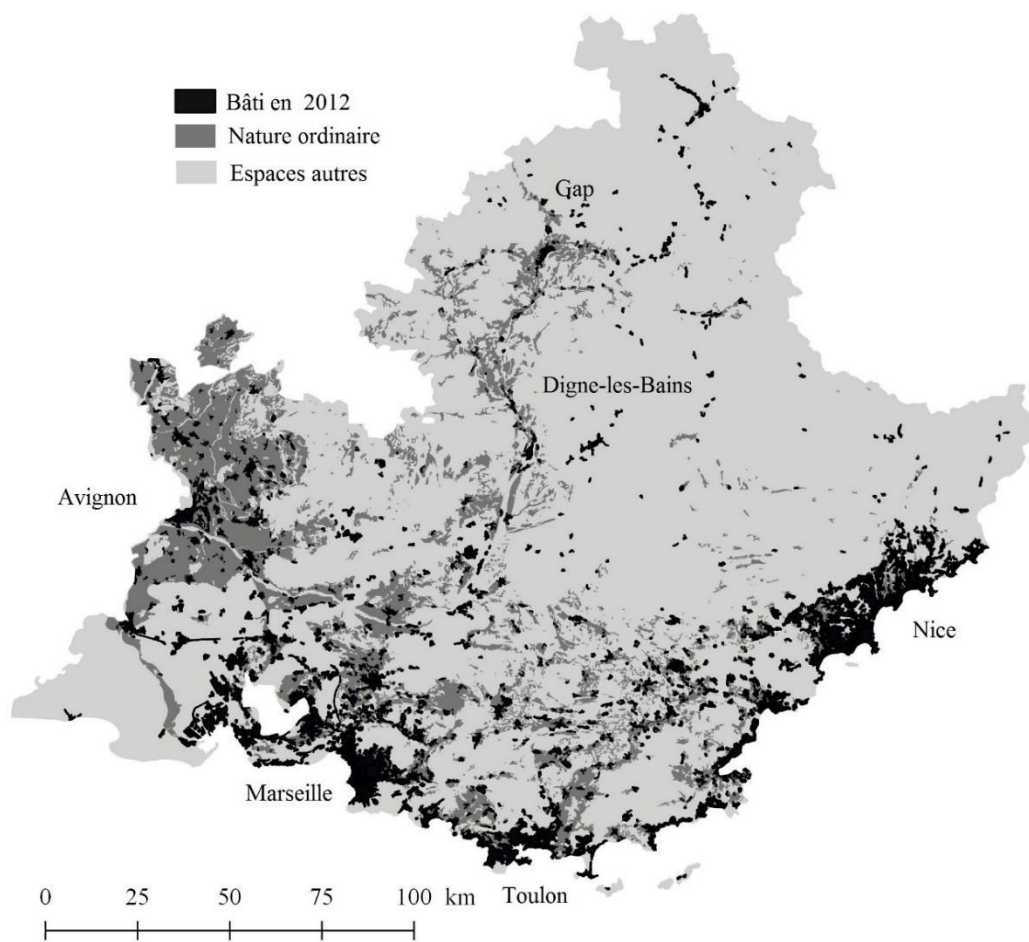


Figure 9: Carte de la nature ordinaire en région Paca (source : Pellegrin)



Figure 10: Carte des unités paysagères en Provence-Alpes-Côte d'Azur (source : Dreal Paca, adaptation : Pellegrin)

Région Champagne-Ardenne

Notre approche de la nature ordinaire excluant les zones porteuses d'enjeux écologiques, les milieux naturels liés à l'eau, comme la Champagne humide, n'en font pas partie. Ils jouent un rôle considérable pour la biodiversité (très nombreuses espèces d'oiseaux en grands effectifs, nombreuses espèces de libellules, d'amphibiens, habitats patrimoniaux...) (Fig. 11). Les zones de protection à destination d'une avifaune patrimoniale à affinité montagnarde (Gélinotte des bois, Tétrins lyre, Chouette de Tengmalm, Cigogne noire...) dans le pays Ardennais et en Haute-Marne, sont également exclues. De fait, la nature ordinaire de Champagne-Ardenne, avec 66 % de surfaces agricoles, présente une grande diversité de systèmes de production (Fig. 12) : viticulture sur les plateaux occidentaux, élevage bovin dans le sud du pays ardennais et grandes cultures en Champagne centrale. Historiquement, des pratiques agricoles intensives dans les milieux viticoles et céréaliers ont dégradé les ressources en eau et simplifié certains de ces milieux (Schott *et al.*, 2010). La Champagne-Ardenne est un territoire moins artificialisé que la moyenne nationale mais elle est confrontée à un étalement urbain conséquent conduisant à une hausse des surfaces artificialisées, déconnectée de l'évolution démographique. Alors que le nombre de nouveaux logements a augmenté bien plus fortement que le nombre de ménages, leur taux de vacance est élevé (Dreal Grand-Est, 2017).

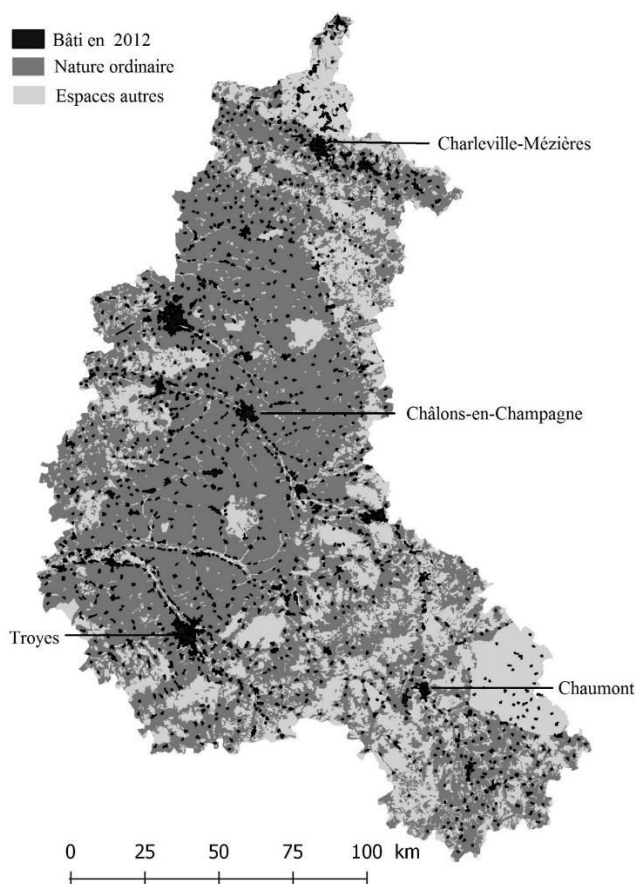


Figure 11: Carte des unités paysagères en Champagne-Ardenne (source : Dreal Champagne-Ardenne, 2016 ; adaptation : Pellegrin.)

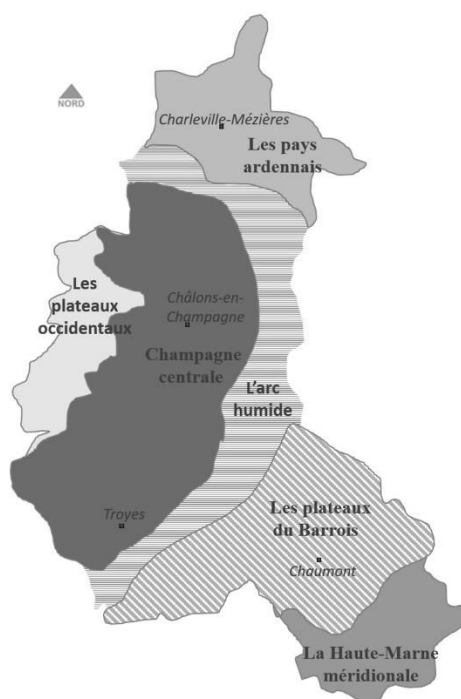


Figure 12: Carte de la nature ordinaire en Champagne-Ardenne (source : Pellegrin)

Compenser la nature ordinaire : une illustration empirique

Pour confronter notre définition au cadre de la compensation écologique, nous avons comparé nos localisations de nature ordinaire aux besoins potentiels de compensation, en estimant l'augmentation du bâti dans nos trois régions d'étude à l'horizon 2040. Le premier résultat est leur capacité inégale à pourvoir dans le futur à la fois à leurs besoins d'urbanisation et à leurs besoins de protection de la nature.

En Champagne-Ardenne et Centre-Val de Loire, les besoins estimés d'artificialisation des sols à l'horizon 2040 correspondent respectivement à 4,1 % et 9,2 % de la surface de nature ordinaire existante (Fig. 13 et 14). Les futurs espaces artificialisés sont constitués majoritairement de nature ordinaire avec 80 % des futures zones artificialisées en Champagne-Ardenne et 56 % en Centre, ce qui nous conduit à penser que la compensation écologique de la nature ordinaire est pertinente dans ces deux régions. En considérant maintenant un ratio surfacique de 1 ha à restaurer pour 1 ha de nature ordinaire détruit et de 5 ha compensés pour 1 ha détruit de nature remarquable¹, 4,5 % des surfaces de nature ordinaire restantes devraient être affectées à des compensations écologiques en Champagne. Le taux est de 14,4% pour la Champagne. Objectif a priori cohérent, au regard des ressources disponibles¹⁰.

¹⁰ Nous ne voulons pas, ici, entrer dans la complexité du débat sur les mesures elles-mêmes. Notre propos est général. Toutefois, si l'on considère la pluralité des modèles de production et la capacité de l'agriculture à produire de la nature, affecter des terres agricoles ne veut pas dire, à notre sens, les soustraire obligatoirement à l'activité agricole.

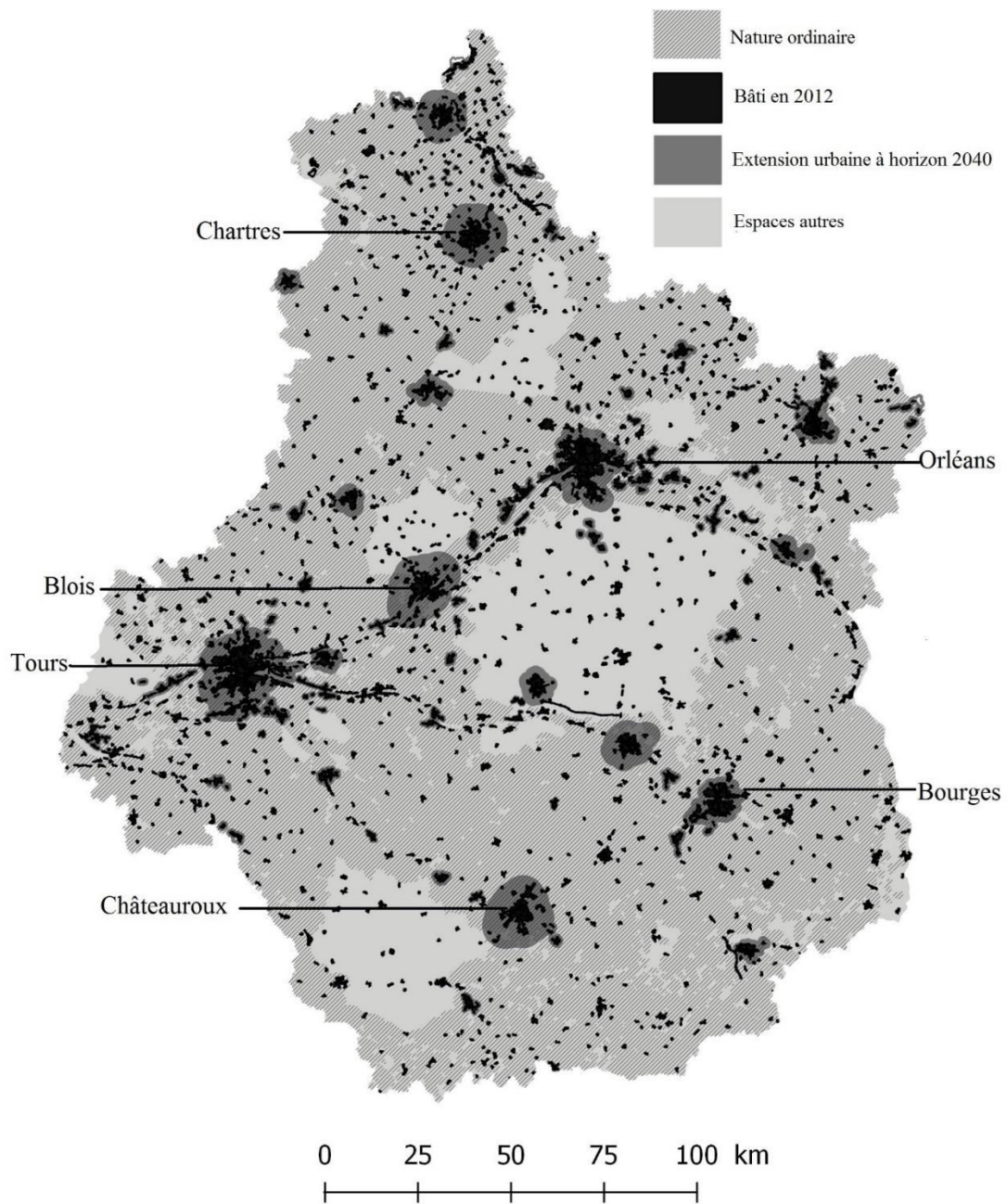


Figure 13: Estimation de l'urbanisation sur la nature ordinaire en Centre-Val de Loire (source : Pellegrin)

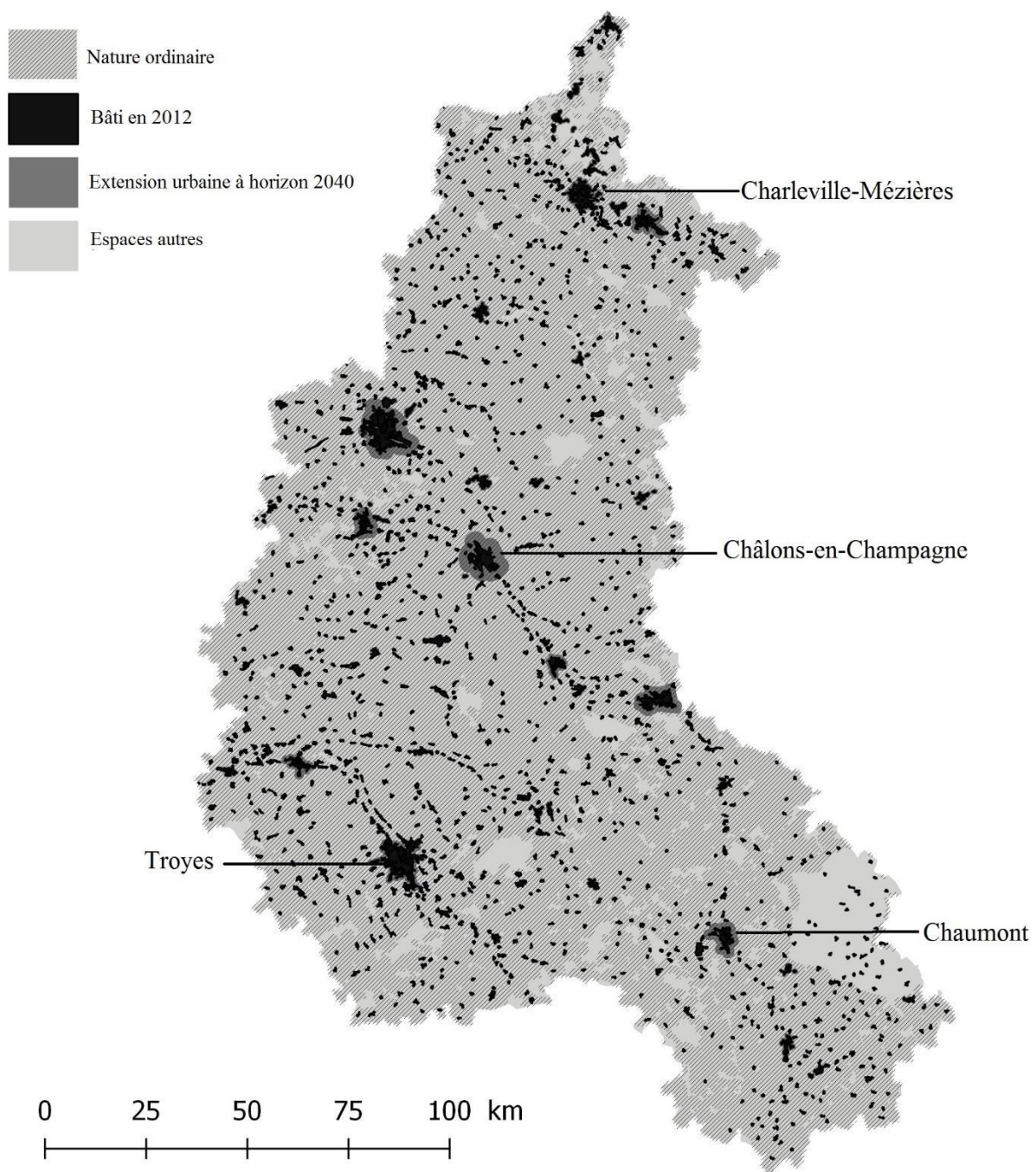


Figure 14: Estimation de l'urbanisation sur la nature ordinaire en Champagne-Ardenne (source : Pellegrin)

En revanche, en Paca où la nature ordinaire fait office d'exception et où la population augmente rapidement, l'artificialisation à l'horizon 2040 représente 16 % de la surface de nature ordinaire existante. De plus, il apparaît clairement que l'étalement urbain prévisible ne concernerait principalement pas la nature ordinaire (36 % des terres potentiellement artificialisées) mais également la nature remarquable (76 %) (Fig. 15). Si l'on considère des ratios de 1 ha compensé pour un 1 ha détruit de nature ordinaire et de 5 ha compensés pour 1 ha de nature remarquable détruite, la compensation écologique concernerait l'équivalent de 27 % de la surface totale de la région Paca, ce qui dépasse largement le stock foncier disponible de nature ordinaire dans cette région. Toutefois, en diminuant le ratio surfacique de compensation de nature remarquable à 2 ha compensés pour 1 ha détruit, il serait possible de compenser ces destructions liées à l'artificialisation des terres sur l'équivalent de 81 % des surfaces de nature ordinaire en région Paca. Cette double menace, à la fois directe et indirecte que fait peser l'urbanisation sur la nature ordinaire, pourrait obérer la faisabilité de la compensation écologique dans cette région selon les ratios surfaciques de compensation retenus.

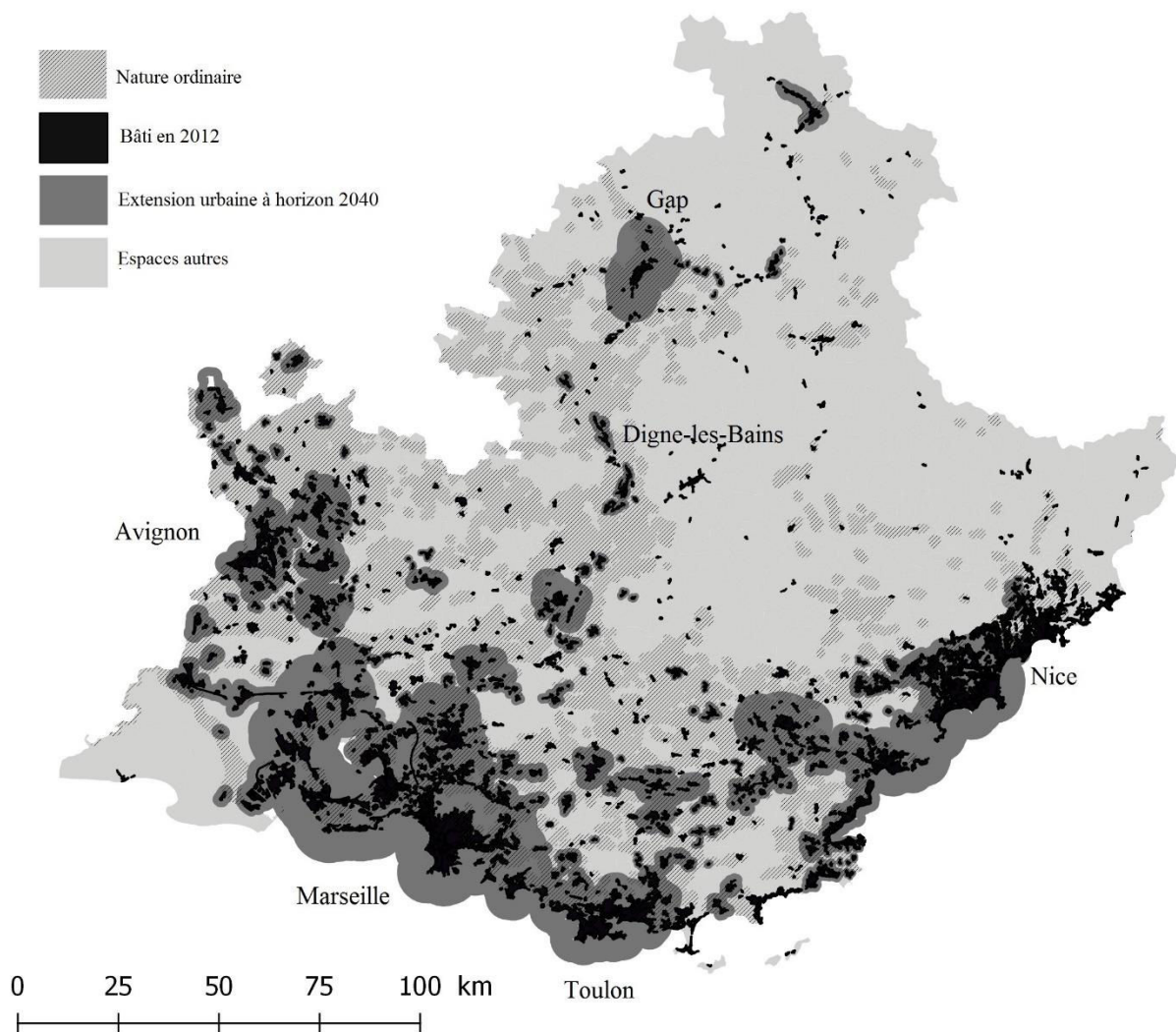


Figure 15: Estimation de l'urbanisation sur la nature ordinaire en région Paca (source : Pellegrin)

5. Discussion

Pour définir la nature ordinaire de façon opérationnelle et mobilisable dans le cadre de la compensation écologique, nous avons proposé une clef de détermination des espaces fondée sur trois critères : absence d'éléments remarquables, dépendance de fonctionnement vis-à-vis des activités humaines, faible complexité. Si les deux premiers critères sont classiques (Godet, 2010), le troisième est plus original. Il permet de sortir d'une approche strictement anthropocentrée (caractérisée en fonction d'enjeux de rareté sélectionnés par l'homme et/ou des impacts de l'homme sur son fonctionnement), pour aller vers une nature ordinaire définie en fonction des caractéristiques intrinsèques de l'écosystème. Notre démarche a pour intérêt d'être cartographiable car fondée sur des informations disponibles pour les acteurs de l'aménagement du territoire et utilisables à l'échelle de l'action publique. La procédure est donc automatisable, permettant une analyse à grande échelle (avec toutes les limites inhérentes aux approches globales). Bien que considérer la couverture du sol comme indicatrice de l'état de fonctionnement d'un écosystème soit une simplification importante, nous nous fondons sur l'hypothèse que la communauté végétale est la résultante de l'ensemble des relations existantes dans l'écosystème et qu'elle nous permet donc d'approcher au mieux son fonctionnement de façon homogène aux échelles que nous avons choisies (Liu *et al.*, 2007 ; Koschke *et al.*, 2012).

En revanche, une des limites de notre méthode est d'offrir une vision relativement binaire de l'espace (soit ordinaire, soit extraordinaire), sans proposer de gradient entre ces deux états. En outre, nous gardons à l'esprit que l'absence de biodiversité remarquable est impossible à déterminer avec exactitude, étant donné l'incommensurabilité de la biodiversité dans son ensemble et l'incapacité humaine à connaître et à recueillir des informations sur tous ses compartiments (Figuières et Salles, 2014). Il n'en demeure pas moins qu'il est possible de d'étayer notre démarche en donnant une vision relativement précise de ce que la société considère comme remarquable¹ (inventaires de biodiversité, listes rouges, etc.), ce qui présente l'avantage d'être fondé sur des connaissances scientifiques et d'être disponible à l'échelle de la France entière. Par ailleurs, théoriquement, la caractérisation du niveau d'implication de l'homme dans la genèse et le fonctionnement d'un espace naturel nécessite de connaître de manière complète l'historique de ce milieu, afin de donner aux activités humaines un poids relatif en fonction de l'importance de leur impact sur l'écosystème. La réalisation de ce travail à de larges échelles est matériellement impossible et cette difficulté a été contournée en estimant l'usage du sol actuel comme indicateur de l'emprise de l'homme sur le fonctionnement du milieu. Ainsi les zones agricoles et les jardins urbains ont été classés comme milieux fortement dépendants de l'homme. Enfin, caractériser la complexité d'un écosystème constitue également un champ de recherche en soi (Atmanspacher, 2007), auquel nous n'avons fait qu'emprunter l'indicateur de jeunesse de l'écosystème. Le choix d'utiliser les informations de la base de données CLC, malgré

l'impossibilité que cela implique d'intégrer des éléments naturels très proches de l'homme comme les bords de route, nous a permis de caractériser la nature ordinaire à l'échelle de l'action publique.

Cela étant, notre clef de détermination de la nature ordinaire et sa cartographie constituent une information utile pour une éventuelle mise en œuvre d'une compensation écologique à partir de la nature ordinaire. Mais de nouvelles questions opérationnelles et scientifiques se posent, notamment sur la nature du gain qui pourrait être considéré comme équivalent aux dommages. Dans le cas des milieux remarquables, l'équivalence entre pertes écologiques et gains se calcule en fonction d'un proxy d'indicateurs concernant les espèces rares impactées (Quétier et Lavorel, 2011). Une transposition de cette méthode pour des espèces plus communes manquerait de pertinence étant donné que les enjeux écologiques des milieux remarquables et ordinaires diffèrent. En effet, pour les premiers, l'objectif de la compensation est de conserver la richesse spécifique du territoire en préservant un nombre défini d'espèces ou des milieux extraordinaires circonscrits. En revanche, la perte localisée de nature ordinaire menace peu la richesse spécifique à l'échelle du territoire, mais les enjeux vont au-delà de la conservation d'espèces particulières : assurant la stabilité des écosystèmes (Ellison *et al.*, 2005), la biodiversité qui compose la nature ordinaire conditionne leur capacité à fournir des services aux milieux et aux hommes (Gaston et Fuller, 2008). Ces fonctionnalités pourraient être l'objet de la mesure du gain dans une procédure de compensation. C'est, d'ailleurs, par ce biais que la nature ordinaire commence à être intégrée dans les objectifs de compensation. La fragmentation des habitats jouant un rôle majeur dans l'érosion de la biodiversité (Saunders *et al.*, 1991 ; Marzluff, 2001 ; Balmford et Bond, 2005), les politiques des trames vertes et bleues¹¹ visent ainsi à réduire les effets du mitage des habitats naturels (Bergès *et al.*, 2010) en facilitant les flux d'espèces et de gènes (Bennett, 2003 ; Crooks et Sanjayan, 2006) par le maintien et la recréation des connectivités paysagères (Merriam, 1984 ; Taylor *et al.*, 1993). À ce titre, Bourdil et Vanpeene-Bruhier, (2013 p11) montrent « qu'au travers de la notion de réseau écologique [...] les rôles fonctionnels de la nature "ordinaire", jusqu'à présent non concernés par des mesures de protection, prennent alors toute leur importance ». La compensation des atteintes aux continuités écologiques ouvre donc le champ de la conception des mesures compensatoires par la nature ordinaire aux processus de fonctionnement écologique des écosystèmes et des services qu'ils produisent. Ce ne sont pas alors les espèces communes formant les continuités que l'on cherche à reproduire, mais bien les services qu'elles rendent (Bourdil et Vanpeene-Bruhier, 2013).

Formellement, notre étude empirique sur trois régions françaises a mis en évidence que la faisabilité d'une compensation s'appuyant sur la nature ordinaire était fortement dépendante du territoire dans

¹¹ Voir Les textes d'application des lois Grenelle 1 et 2 (décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements).

lequel elle était conduite. Notre prospective se fonde sur une hypothèse de prolongation des processus actuels d'étalement urbain (Charmes, 2013). Il apparaît que dans les régions ayant un stock de nature ordinaire important et une artificialisation des terres raisonnée, les compensations de nature ordinaire et de nature remarquable consommées semblent pouvoir être mises en œuvre, sans effet de seuil. Notre projection montre, par ailleurs, que la grande majorité des espaces de nature ordinaire concernés par l'artificialisation étant des terrains agricoles (98 % des terres en Champagne et 99 % en Centre-Val de Loire), la compensation écologique de la nature ordinaire devrait donc intégrer les agriculteurs, notamment comme producteurs potentiels de gains écologiques. En revanche, dans d'autres régions (comme Paca) où les natures remarquable et ordinaire sont toutes les deux rares et où les rythmes d'urbanisation sont importants, la compensation écologique, quelle que soit la manière dont elle est administrée, ne peut permettre d'éviter la perte nette de biodiversité. La faisabilité de la compensation se heurte à des seuils dans les régions les plus soumises à des tensions de changement d'usage des sols. Cela signifie que dans ces espaces, le choix d'aménagement (versus de protection des milieux) est un arbitrage social et politique entre des options qui, chacune, ont un coût (économique si l'on empêche le développement, environnemental si l'on aménage).

6. Conclusion

La mise en œuvre récente de la séquence ERC en France conduit à l'instauration progressive d'une norme des différentes formes de compensation écologique qui repose sur des exemples existants de mesures de compensation et la législation en cours. Celle-ci s'attache principalement à la nature remarquable, bien que de plus en plus de travaux mettent en avant la difficulté à restaurer de tels milieux. La récente loi sur la reconquête de la biodiversité du 8 août 2016 modifie sensiblement les enjeux de la compensation, en prenant désormais en compte les fonctions écologiques (Fèvre, 2016). Toutefois, la nature ordinaire n'est toujours pas considérée comme un objectif à part entière, malgré les enjeux importants liés à sa protection et les menaces qui pèsent sur elle.

Jugeant qu'il devenait urgent de mettre en avant la considération de la nature ordinaire dans la compensation écologique, nous faisons ici une première proposition de définition de cette notion. En effet, selon les points de vue et les disciplines, la nature ordinaire peut être délimitée différemment : l'écologie, la définit comme l'opposé de la nature rare, et la géographie comme l'intermédiaire entre monde humain et monde sauvage. Constatant également un manque de méthodes de représentation applicables à l'échelle de l'action publique, nous avons proposé une définition de la nature ordinaire fondée sur les critères de faible rareté et de proximité avec l'homme, en ajoutant un critère de faible complexité. Cette approche n'a pas pour objectif de catégoriser strictement la nature, mais d'offrir une première proposition susceptible d'être améliorée, précisée et adaptée aux différents contextes locaux de compensation.

Nous avons, par la suite, développé un certain nombre d'indicateurs permettant de caractériser les différentes catégories de nature et les avons testés sur trois régions françaises. Nous montrons qu'il est ainsi possible de cartographier la nature ordinaire sur de larges espaces au moyen d'indicateurs facilement calculables. Des améliorations de cette cartographie demeurent néanmoins nécessaires, notamment via une prise en compte des enjeux spécifiques des corridors écologiques, ou encore par une graduation plus fine du niveau d'« ordinarité » des espaces. L'information fournie par ces cartes serait utilement consolidée par l'utilisation d'indicateurs plus variés et plus précis pour caractériser les différents critères d'« ordinarité » de la nature que nous proposons. Nous montrons que de telles approches empiriques permettent de rendre compte d'effets de seuils spatiaux. En l'occurrence, dans les régions où la dynamique d'aménagement est relativement contenue et où les espaces de nature ordinaire sont abondants, il est possible de concevoir une procédure de compensation efficiente. Dans les régions où l'urbanisation est soutenue et où les milieux ordinaires sont rares, la mise en œuvre de mesures de compensation ne permet pas d'atteindre une absence de perte de biodiversité.

Bien que notre démarche présente de nombreuses limites, elle permet de faire passer la nature ordinaire du statut de tiers paysage (Clément, 2004), qui semble insaisissable, à un espace ayant une entité propre, cartographiable et donc protégeable. Une fois la nature ordinaire délimitée spatialement, il devient possible de cibler le développement territorial sur ces espaces, là où les impacts ont une probabilité plus importante d'être compensés afin de protéger, par ailleurs, les espaces de nature remarquable, dont la compensation se révèle pour le moins hasardeuse.

7. Remerciements

Ce travail fait partie du projet « CompAg » ayant pour objet « Offres agricoles de compensation et transition agroécologique » financé par l'Agence nationale de la recherche dans le cadre de l'appel à projets intitulé « AAP GÉNÉRIQUE 2017 » (ANR-17-CE32-0014-02). Les auteurs remercient Abdramane Diassé Samaké pour son soutien technique sur l'utilisation des outils SIG.

8. Références

- Alphandéry P., Pinton F., 2007. Des Znieff à Natura 2000, connaissances naturalistes et conservation de la biodiversité. L'exemple icaunois, *Bourgogne Nature*, 6, 59-75.
- Amandier L., Godron M., Wolff A., Kadik L., 2012. Calculs comparés de biodiversité dans quelques forêts de Provence, *Forêt Méditerranéenne*, XXXIII, 2, 151-160.
- Arrighi J.-J., Samyn S., 2016. Une consommation foncière deux fois plus rapide que l'évolution démographique, *INSEE Analyses Provence-Alpes-Côte d'Azur*, 40, <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2501732#documentation>.
- Atmanspacher H., 2007. A semiotic approach to complex systems, in Mehler A., Köhler R. (Eds), *Aspects of automatic text analysis*, Berlin, Springer, 79-94.
- Balmford A., Bond W., 2005. Trends in the state of nature and their implications for human well-being, *Ecology Letters*, 8, 11, 1218-1234.
- Bardat J., Bensettiti F., Hindermeier X., 1997. Approche méthodologique de l'évaluation d'espaces naturels. Exemple de l'application de la directive Habitats en France, *Écologie*, 281, 45-59.
- Bas A., Gastineau P., Hay J., Levrel H., 2013. Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental, *Revue d'économie politique*, 123, 1, 127-157.
- Bennett A.F., 2003. Linkages in the landscape: the role of linkages and connectivity in wildlife conservation, Gland, International Union for Conservation of Nature.
- Bergès L., Roche P., Avon C., 2010. Corridors écologiques et conservation de la biodiversité, intérêts et limites pour la mise en place de la Trame verte et bleue, *Sciences Eaux & Territoires*, 3, 34-39.
- Bertrand N., Vanpeene-Bruhier S., 2007. Periurban landscapes in mountain areas. At the crossroads of ecological and socio-economic studies, *Journal of Alpine Research/Revue de géographie alpine*, 95, 4, 69-80.
- Bigando E., 2013. De l'usage de la photo elicitation interview pour appréhender les paysages du quotidien : retour sur une méthode productrice d'une réflexivité habitante, *Cybergeo: European Journal of Geography*, 645, doi: 10.4000/cybergeo.25919.
- 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.
- Bourdil C., Vanpeene-Bruhier S., 2013. Séquence ERC & continuités écologiques. Réflexions sur la prise en compte des atteintes portées aux continuités écologiques dans la compensation des projets d'aménagement. Note d'analyse bibliographique, Aix-en-Provence, Irstea.
- Buisson É., Dutoit T., 2006. Creation of the natural reserve of La Crau: implications for the creation and management of protected areas, *Journal of Environmental Management*, 80, 4, 318-326.
- Bull J.W., Suttle K.B., Gordon A., Singh N.J., Milner-Gulland E.J., 2013. Biodiversity offsets in theory and practice, *Oryx*, 47, 3, 369-380.
- Bull J.W., Gordon A., Law E.A., Suttle K.B., Milner-Gulland E.J., 2014. Importance of baseline specification in evaluating conservation interventions and achieving no net loss of biodiversity, *Conservation Biology*, 28, 3, 799-809.
- Burel F., Baudry J., Butet A., Clergeau P., Delettre Y., Le Coeur D., Dubs F., Morvan N., Paillat G., Petit S., Thenail C., Brunel E., Lefeuvre J.-C., 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes, *Acta Oecologica*, 19, 1, 47-60.

- Burylo M., Regnery B., Julliard R., Quenouille B., 2013. Compenser aussi la perte de services écologiques, *Espaces Naturels*, 41, 18.
- Cadenasso M.L., Pickett S.T.A., Grove J.M., 2006. Dimensions of ecosystem complexity: heterogeneity, connectivity, and history, *Ecological Complexity*, 3, 1-12.
- Calvet C., Ollivier G., Napoleone 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.
- Charmes É., 2013. L'artificialisation est-elle vraiment un problème quantitatif ?, *Études Foncières*, 162, 23-28.
- Clap F., Moral V., 2010. Biodiversité & collectivités : panorama de l'implication des collectivités territoriales pour la préservation de la biodiversité en France métropolitaine, Paris, Comité français de l'UICN.
- Clément G., 2004. *Manifeste du Tiers paysage*, Paris, Sujet-objet.
- Clergeau P., Désiré G., 1999. Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique, *Mappemonde*, 55, 3, 19-23.
- CGDD (Commissariat général au développement durable), 2013. Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels. Document méthodologique, Paris, CGDD, MEDDE..
- Conrad K.F., Warren M.S., Fox R., Parsons M.S., Woiwod I.P., 2006. Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis, *Biological Conservation*, 132, 3, 279-291.
- Couvet D., Vandeveld J.-C., 2014. Biodiversité ordinaire : des enjeux écologiques au consensus social, in Casetta E., Delord J. (Eds), *La biodiversité en question. Enjeux philosophiques, éthiques et scientifiques*, Paris, Éditions Matériologiques, 183-208.
- Crooks K.R., Sanjayan M., 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature, in Crooks K.R., Sanjayan M. (Eds), *Connectivity conservation*, Cambridge, Cambridge University Press, 1-20.
- Decoupigny F., Passel S., 2014. Réseaux de villes et détermination des pressions urbaines, *Cybergeo: European Journal of Geography*, 683, <http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.26410>.
- Devictor V., 2007. La nature ordinaire face aux perturbations anthropiques: impact de la dynamique temporelle et de la fragmentation spatiale des paysages sur les communautés. Thèse de doctorat en écologie, Paris, Université Pierre-et-Marie-Curie.
- Devictor V., 2015. *Nature en crise. Penser la biodiversité*, Paris, Seuil.
- Donald P.F., Sanderson F.J., Burfield I.J., van Bommel F.P.J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116, 3-4, 189-196.
- Dreal (direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement) Centre-Val de Loire, 2017. Aménagement durable. Diagnostic régional sur le foncier, <http://www.centre.developpement-durable.gouv.fr/diagnostic-regional-sur-le-foncier-a1571.html>.
- Dreal (direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement) Grand-Est, 2017. Le profil Champagne-Ardenne, <http://www.grand-est.developpement-durable.gouv.fr/le-profil-champagne-ardenne-r6317.html>.

- Duclos J.-C., Mallen M., 1998. Transhumance et biodiversité : du passé au présent, *Journal of Alpine Research/Revue de Géographie Alpine*, 86, 4, 89-101.
- Dunford R.W., Ginn T.C., Desvousges W.H., 2004. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments, *Ecological Economics*, 48, 1, 49-70.
- Dutoit T., Jaunatre R., Alignan J., Bulot A., Wolff A., Buisson E., 2018. Premier site naturel de compensation français : regards d'écologues, *Natures Sciences Sociétés*, 26-2, xxx-xxx.
- Eglington S.M., Noble D.G., Fuller R.J., 2012. A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions, *Journal for Nature Conservation*, 20, 5, 301-309.
- Ellison A.M., Bank M.S., Clinton B.D., Colburn E.A., K Elliott K., Ford C.R., Foster D.R., Kloeppel B.D., Knoepp J.D., Lovett G.M., Mohan J., Orwig D.A., Rodenhouse N.L., Sobczak W.V., Stinson K.A., Stone J.K., Swan C.M., Thompson J., Von Holle B., Webster J.R., 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3, 9, 479-486.
- Enviroscop (bureau d'études Évaluation environnementale projets plans et programmes), SOGREAH, CERE (cabinet d'études et de recherches en environnement), In Vivo, 2010. *Analyse de mesures compensatoires aux atteintes au patrimoine naturel : recueil et analyse de cas*. Rapport, Paris, ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer.
- Fèvre M., 2016. Les services écologiques et le droit. Une approche juridique des systèmes complexes. Thèse de doctorat en droit, Nice, Université de Nice.
- Figuères C., Salles J.-M., 2014. Non-comparabilité et incommensurabilité. Réflexions sur l'évaluation de la nature, in Chenorkian R., Robert S. (Eds), *Les interactions hommes-milieux. Questions et pratiques de la recherche en environnement*, Versailles, Quæ, 163-177.
- Gaston K.J., Fuller R.A., 2008. Commonness, population depletion and conservation biology, *Trends in Ecology & Evolution*, 23, 1, 14-19.
- Germaneau C., Quétier F., Gobert J., Persegol L., Barra M., Houdet J., 2012. La compensation de la biodiversité : lorsqu'il n'y a pas d'autres solutions. Principes comptables pour mettre en œuvre la séquence « éviter-réduire-compenser », *Cahier Technique Synergiz*, 1.
- Godet L., 2010. La « nature ordinaire » dans le monde occidental, *L'Espace géographique*, 39, 4, 295-308.
- Harris G.P., 2007. *Seeking sustainability in an age of complexity*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Heck K.L., Wetstone G.S., 1977. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows, *Journal of Biogeography*, 4, 2, 135-142.
- Koschke L., Fürst C., Frank S., Makeschin F., 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning, *Ecological Indicators*, 21, 54-66.
- Krebs J.R., Wilson J.D., Bradbury R.B., Siriwardena G.M., 1999. The second silent spring?, *Nature*, 400, 611-612.
- Levin S.A., 1998. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems, *Ecosystems*, 1, 5, 431-436.
- Léon O., 2010. La population des régions en 2040, *INSEE première*, 1326, <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1280900>.

- Levrel H., Couvet D., 2016. Les enjeux liés à la compensation écologique dans le « projet de loi biodiversité », *Point de vue d'experts (Fondation de l'écologie politique)*, <http://www.fondationecolo.org/webuploads/download/870>.
- Liénard S., Clergeau P., 2011. Trame Verte et Bleue : utilisation des cartes d'occupation du sol pour une première approche qualitative de la biodiversité, *Cybergeo: European Journal of Geography*, 519, doi: 10.4000/cybergeo.23494.
- Loh, J., Green, R. E., Ricketts, T., Lamoreux, J., Jenkins, M., Kapos, V., & Randers, J., 2005. The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1454), 289-295
- Liu J., Dietz T., Carpenter S.R., Alberti M., Folke C., Moran E., Taylor W.W., 2007. Complexity of coupled human and natural systems, *Science*, 317, 5844, 1513-1516.
- 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.
- Marzluff J.M., 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds, in Marzluff J.M., Bowman R., Donnelly R. (Eds), *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*, Boston, Kluwer Academic Publishers, 19-47.
- Médail F., Quézel P., 1999. Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities, *Conservation Biology*, 13, 6, 1510-1513.
- Merriam G., 1984. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern, in Brandt J., Agger P. (Eds), *Methodology in landscape ecological research and planning*, Proceedings of the first international seminar of the International Association of Landscape Ecology (IALE), October 15-19, Roskilde, Denmark, Roskilde, Roskilde University Centre, 5-15.
- Michener W.K., Baerwald T.J., Firth P., Palmer M.A., Rosenberger J.L., Sandlin E.A., Zimmerman H., 2001. Defining and unraveling biocomplexity, *BioScience*, 51, 12, 1018-1023.
- Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire. Service de la statistique et de la prospective, 2010. Recensement agricole 2010. Premières tendances, *Agreste Primeur*, 266, http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_primeur266-2.pdf.
- Moreno-Mateos D., Power M.E., Comín F.A., Yockteng R., 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems, *PLoS Biology*, <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>.
- Mougenot C., 2003. *Prendre soin de la nature ordinaire*, Versailles/Paris, Quæ/Éditions de la Maison des sciences de l'homme.
- Mougenot C., Melin É., 2000. Entre science et action : le concept de réseau écologique, *Natures Sciences Sociétés*, 8, 3, 20-30.
- Müller F., 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation, *Ecological Indicators*, 5, 4, 280-294.
- Observatoire régional de la biodiversité Centre-Val de Loire, 2016. Les forêts, <http://www.observatoire-biodiversite-centre.fr/une-region-au-mille-natures/les-forêts>.
- Parrott L., 2010. Measuring ecological complexity, *Ecological Indicators*, 10, 6, 1069-1076.
- Pilgrim J.D., Brownlie S., Ekstrom J.M.M., Gardner T.A., von Hase A., ten Kate K., Savy C.E., Stephens R.T.T., Temple H.J., Treweek J., Ussher G.T., Ward G., 2013. A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts, *Conservation Letters*, 6, 5, 376-384.

- Pointereau P., Coulon F., 2009. Abandon et artificialisation des terres agricoles, *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 57, 109-120.
- Quétier F., Lavorel S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions, *Biological Conservation*, 144, 12, 2991-2999.
- 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*, article hors-série 7, 1-7.
- 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.
- Rabinowitz D., 1981. Seven forms of rarity, in Synge H. (Ed.), *The biological aspects of rare plant conservation*, Chichester, Wiley, 205-217.
- Regnery B., Kerbirou C., Julliard R., Vandeveld J.-C., Le Viol I., Burylo M., Couvet D., 2013a. Sustain common species and ecosystem functions through biodiversity offsets: response to Pilgrim *et al.*, *Conservation Letters*, 6, 5, 385-386.
- Regnery B., Quétier F., Cozannet N., Gaucherand S., Laroche A., Burylo M., Couvet D., Kerbirou C., 2013b. Mesures compensatoires pour la biodiversité : comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance ?, *Sciences Eaux & Territoires*, article hors-série, 12, 1-8.
- Rey Benayas J.M., Newton A.C., Diaz A., Bullock J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis, *Science*, 325, 1121-1124.
- Robert C., 2012. Environnement et territoires : la compensation des atteintes à la biodiversité *Chambres d'agriculture*, 1009, 44-45.
- Robinson R.A., Siriwardena G.M., Crick H.Q.P., 2005. Size and trends of the House Sparrow *Passer domesticus* population in Great Britain, *Ibis*, 147, 3, 552-562.
- Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review, *Conservation Biology*, 5, 1, 18-32.
- Schott C., Mignolet C., Meynard J.-M., 2010. Les oléoprotéagineux dans les systèmes de culture : évolution des assolements et des successions culturales depuis les années 1970 dans le bassin de la Seine, *Oilseeds & fats Crops and Lipids*, 17, 5, 276-291.
- Skandrani Z., Daniel L., Jacquelin L., Leboucher G., Bovet D., Prévot A.-C., 2015. On public influence on people's interactions with ordinary biodiversity, *PloS One*, 10, 7, e0130215, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130215>.
- Smart S.M., Bunce R.G.H., Marrs R., LeDuc M., Firbank L.G., Maskell L.C., Scott W.A., Thompson K., Walker K.J., 2005. Large-scale changes in the abundance of common higher plant species across Britain between 1978, 1990 and 1998 as a consequence of human activity: tests of hypothesised changes in trait representation, *Biological Conservation*, 124, 3, 355-371.
- Tamisier A., 1991. The Camargue: in search of a new equilibrium between man and nature, *Landscape and Urban Planning*, 20, 1, 3, 263-267.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K., Merriam G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure, *Oikos*, 68, 3, 571-573.
- Tissot A.-C., Linarès M., Moral V., Clap F., 2014. Indicateurs de biodiversité pour les collectivités territoriales : cadre de réflexion et d'analyse pour les territoires, Paris, UICN France.

9. Annexes

Annexe 1. : Niveau de dépendances des espaces en fonction des catégories par Corine Land Cover

Nomenclature Corine Land Cover	Statut
141. Espaces verts urbains	Espace naturel dépendant
142. Équipements sportifs et de loisirs	Espace naturel dépendant
211. Terres arables hors périmètres d'irrigation	Espace naturel dépendant
212. Périmètres irrigués en permanence	Espace naturel dépendant
213. Rizières	Espace naturel dépendant
221. Vignobles	Espace naturel dépendant
222. Vergers et petits fruits	Espace naturel dépendant
223. Oliveraies	Espace naturel dépendant
231. Prairies	Espace naturel dépendant
241. Cultures annuelles associées aux cultures permanentes	Espace naturel dépendant
242. Systèmes cultureux et parcellaires complexes	Espace naturel dépendant
243. Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants	Espace naturel dépendant
244. Territoires agroforestiers	Espace naturel dépendant

Annexe 2. Liste des zonages réglementaires de protection de la nature pris en compte.

Arrêtés de protection de biotope
Terrains du Conservatoire du littoral
Natura 2000 (habitats et oiseaux)
Inventaire préalable aux propositions de sites Natura 2000 à la Communauté européenne, agréé par le Muséum d'histoire naturelle (habitats et oiseaux)
Parcs nationaux
Ramsar (Zones humides d'importance internationale découlant de la convention de Ramsar)
Réserves biologiques gérées (par l'Office national des forêts)
Réserves naturelles nationales
Réserves naturelles régionales
Znieff 1 : zones naturelles d'intérêt écologique, floristique, faunistique et géologique

Chapitre 2

Motiver la participation des agriculteurs

Chapitre 2 : Motiver la participation des agriculteurs

1. Acceptabilité de la compensation écologique pour les agriculteurs – apports de l'économie comportementale

Nous partons du constat que l'agriculture représente une part majeure de la nature ordinaire, au sens de milieux structurellement et fonctionnellement proches de l'homme. L'agriculture correspond à une activité humaine qui façonne fortement les paysages et l'environnement. La prépondérance des milieux agricoles nous amène donc à considérer les agriculteurs comme interlocuteurs privilégiés pour penser une compensation écologique de la nature ordinaire (en France, l'agriculture représente 60% de la surface totale – CLC, 2012).

Dans sa forme actuelle, la compensation écologique se concentre de fait sur les espaces remarquables, bien que des liens avec l'agriculture existent d'ores et déjà. Tout d'abord, l'agriculture peut avoir des effets négatifs sur les milieux naturels (par le biais de mise en place d'infrastructures ou de pratiques intensives) et les impacts des activités agricoles sur l'environnement peuvent être sujets à compensation écologique (dans le cadre de cas spécifiques décrits dans l'Annexe à l'article R122-2 du Code de l'environnement). Ensuite, la planification territoriale de la compensation écologique conduit bien souvent à considérer les zones agricoles comme un stock d'espaces utilisables pour localiser les mesures de compensation, notamment dans des pays européens avec des densités de populations importantes et une absence de grandes étendues de nature « sauvage » (Rega, 2013). Les opérations de compensations devant se réaliser au plus près de la zone d'impact, une compensation écologique sur des terres agricoles permet bien souvent de répondre aux problématiques foncières soulevées par le besoin de proximité. Enfin, les agriculteurs peuvent être impliqués en tant que gestionnaires des zones de compensation et intervenir après la réalisation d'aménagements pouvant être de la restauration, réhabilitation, voire création ou recréation de milieux. Toutefois, un ensemble d'interrogations se fait jour :

- Sur la pérennité des mesures, sachant que les agriculteurs sont majoritairement réticents à s'engager sur du long terme pour mettre en place des mesures de compensation écologique (Vaissière et al., 2018a).
- Sur leur additionnalité puisque les expériences de compensation proposées aux agriculteurs ne correspondant que très rarement à un réel changement de pratiques (Calvet & Napoléone, 2013).
- Sur l'intérêt même des agriculteurs français pour le dispositif : dans le cas du contournement de la ligne ferroviaire entre Nîmes et Montpellier, des contrats ont été proposés à 1000

agriculteurs, seulement 59 d'entre eux ont finalement contractualisé pour la période 2010-2015 (Calvet & Napoléone 2013).

Les agriculteurs se disent contraints à une « double peine » : le foncier agricole est affecté touché une première fois par la consommation d'espaces inhérente au projet d'aménagement et une seconde fois par la surface destinée à la compensation (Robert, 2012 ; Hernandez-Zakine, 2012). Bien que les terres qui font l'objet d'une compensation ne sont pas toujours des terres qui ont une vocation agricole première (Etrillard & Pech, 2014), ces critiques montrent que le monde agricole se considère négativement concerné par la mise en œuvre actuelle de la compensation, notamment du fait de l'augmentation de la pression foncière sur les terres arables (de Billy et al., 2015). En outre, le dispositif de compensation dispose d'un système de gouvernance qui n'intègre pas les agriculteurs dans le processus de conception des mesures compensatoires, notamment dans la définition des zones potentielles de compensation et dans le contenu des chartes de pratiques agricoles qui sont proposées aux agriculteurs (Regnery, Quétier, et al. 2013). Or, théoriquement, les mesures de compensation pourraient s'inscrire plus harmonieusement dans les stratégies économiques des entrepreneurs agricoles.

Considérant que la faisabilité des mesures de compensation de nature ordinaire, dépend de l'intérêt des agriculteurs à réaliser des changements de pratiques sur leurs terres, il est important d'évaluer les éléments influant sur le consentement des agriculteurs à participer. L'évaluation dans la littérature du consentement des agriculteurs à participer à des politiques agro-environnementales, a mis en lumière plusieurs facteurs d'adoption de nouvelles pratiques chez les agriculteurs : 1/ les caractéristiques personnelles de l'agriculteur, 2/ les caractéristiques biophysiques de l'exploitation, 3/ la gestion de l'exploitation et 4/ les facteurs exogènes. Nous savons ainsi que les agriculteurs qui adoptent des pratiques plus respectueuses de l'environnement sont en moyenne plus jeunes (Chabé-Ferret et Subervie, 2009 ; Gafsi et al., 2006 ; Vanslebrouck et al., 2002 ; Ruto et Garrod, 2009 ; Ducos et al., 2009), exploitent une SAU plus grande (Allaire et al., 2009), sont plus éduqués et plus expérimentés dans les dispositifs MAE (Allaire et al., 2009 ; Chabé-Ferret et Subervie, 2009 ; Louis et Rousset, 2010), et se déclarent plus sensibles aux problématiques environnementales (Falconer et Saunders, 2002 ; Lamine, 2010 ; Mzoughi, 2011).

Au-delà des déterminants d'adoption de nouvelles pratiques, l'économie comportementale a également permis de comprendre les biais cognitifs qui entrent en jeu dans le processus, dans le but de définir des politiques plus efficaces. Des études d'économie comportementale montrent ainsi qu'il est possible d'atténuer les biais négatifs liés à l'exigence d'un programme, en y ajoutant un élément suscitant un biais positif auprès des personnes visées (Beretti et Grolleau, 2016). Un exemple classique de biais psychologique freinant l'adoption de nouvelles pratiques par les agriculteurs est

l'aversion à la perte (Hardisty et al., 2010 ; Boussemart et al., 2011 ; Jacquet et al., 2011 ; Goldstein et al., 2007 ; Louis et Rousset, 2010) et l'incohérence temporelle des préférences des agents (Keren et Roelofsma, 1995). Ces deux biais induisent une survalorisation des pertes immédiates et une sous-valorisation les gains futurs. Une solution possible pour réduire ce biais est de proposer des soutiens monétaires pour le changement des pratiques sous forme d'aides directes aux agriculteurs afin, d'une part accompagner la conversion et d'autre part favoriser le maintien des pratiques. De nombreuses études ont également montré que le réseau social et professionnel d'un agriculteur (avec ses conseillers, les autres agriculteurs ou la société plus globalement), peut également influencer les changements de pratiques. Par exemple, la relation entre agriculteur et conseiller influe sur la propension de l'agriculteur à adopter une MAE (Cardona et Lamine, 2009 ; Tamini, 2011 ; Peerlings et al., 2009 ; Chantre et al., 2010). Il en est de même pour la relation aux autres agriculteurs, qui lui permet de se situer par rapport à des critères d'excellence professionnelle (Lamine, 2010). Mzoughi (2011) montre ainsi, à partir d'une enquête dans le Sud de la France auprès de producteurs de fruits et légumes, que « montrer aux autres son engagement pour l'environnement » est un facteur important dans le choix de la méthode de protection de ses cultures. Nous savons également que dans le cadre de la mise en œuvre d'une action publique, indiquer le niveau d'adoption moyen d'un comportement et annoncer les résultats positifs obtenus, revient à signaler une norme sociale et favorise une dynamique de diffusion (Collier et al., 2010 ; Benabou et Tirole, 2012). Utilisant ce biais cognitif, Kuhfuss (2013) a proposé à des agriculteurs de participer à un programme dont la mise en œuvre serait conditionnée par l'atteinte d'une part minimale d'agriculteurs locaux ; proposition qui a augmenté l'intérêt des agriculteurs pour la politique proposée et leur taux de participation.

La mise en œuvre de la compensation écologique avec des agriculteurs nécessite donc de réfléchir à une forme d'action susceptible de motiver leur participation. Le niveau de rémunération n'étant pas significatif dans leur prise de décision (Vaissière et al., 2018a), nous avons souhaité évaluer l'effet d'éléments non marchands, comme l'objet de la compensation et son niveau de spécificité, sur le consentement à participer des agriculteurs. En effet, dans le cadre d'une compensation de nature ordinaire, les milieux ou les espèces concernés par les destructions écologiques sont, par essence, moins spécifiques et moins clairement caractérisés. Or, comme développé dans la partie 2 de ce chapitre, la littérature en économie comportementale nous amène à considérer qu'une victime moins identifiée recevra moins de soutien qu'une victime plus individualisée. Dans cette perspective, nous avons testé l'effet d'« Identifiable Victim » lors d'une enquête auprès d'agriculteurs pour compenser de la nature ordinaire, en comparant leur potentiel intérêt pour des pertes écologiques non clairement identifiées et pour d'autres plus clairement caractérisées.

Utilisant la référence à la norme sociale, pour des raisons d'estime personnelle ou de réputation qui jouent un rôle puissant dans les décisions (Keizer et al., 2008 ; Bikhchandani et al., 1998), nous avons également testé l'intérêt d'une amorce liée à l'héritage, afin de motiver la participation des agriculteurs. Nous nous basons sur des travaux précédents montrant que la volonté de laisser un héritage positif aux générations futures pouvait conduire à des changements comportementaux pro-environnementaux (Zaval et al., 2015).

2. Does the identifiable victim effect matter for plants? Results from a quasi-experimental survey of French farmers

Claire Pellegrin ^{a*}, Gilles Grolleau ^{b,c}, Naoufel Mzoughi ^a, Claude Napoleone ^a

^a Ecodeveloppement, INRA, 84000 Avignon, France

^b Univ. Bourgogne Franche-Comté, Burgundy School of Business-CEREN, France

^c CEE-M, Montpellier SupAgro, INRA, CNRS, Univ. Montpellier, France

*corresponding author

Abstract

Numerous studies showed that people respond more generously to individual identified victims than to equivalent statistical victims, which is referred to as the “identifiable victim effect” (IVE). While the previous literature examined the IVE for human and animal victims, we focus on vegetal entities that can be threatened. Thanks to a between design allowing to increase the degree of plants’ identifiability, we test whether IVE is likely to enhance farmers’ participation in a conservation program, using mail survey data among a sample of French farmers located in the Vaucluse area. Unlike humans and animals, we found that IVE does not matter regarding plants, as farmer willingness to participate in the compensation measures was found to decrease as the (plant) victim(s) become more identifiable. Moreover, this figure is even stronger with respect to organic farmers compared to their conventional counterparts.

Key-words: Environmental policy; Farmers; Identifiable victim effect; Nudge; Plant blindness.

JEL codes : Q19, Q28, Q38, Q57.

Introduction

One of the major limits of the scope and efficacy of environmental programs is the lack of farmer participation (Carey et al., 2005). The conventional prescription to low enrolment provided by economists is generally the introduction of monetary incentives for participation. Given that farmers are considered to be rational agents who seek to maximize their profits, payments that are likely to increase net profits are expected to be effective in encouraging them to adopt environmentally-friendly practices. Nevertheless, despite the role of monetary incentives in changing farmer behavior, several scholars point out the limitations of such strategies (Kleijn et al., 2001; Pattanayak et al., 2010). Indeed, several policies based on monetary incentives have been found to be less effective than expected. The European agri-environmental schemes, for example, were faced with a low rate of farmer participation that ultimately reduced the effectiveness of the program (Hanley et al., 1999).

Based on research in behavioral economics (Kahneman, 2003), an increasing number of studies show that focusing on behavioural capital, defined as *“the latent potential of behavioral change to affect improvement in environmental quality”*, may constitute a fruitful approach (Beretti et al., 2013). In particular, the use of nudges (Thaler et Sunstein, 2008) is being increasingly presented as a powerful tool to push farmers to take part in environmental programs (de Snoo et al., 2013; Kuhfuss et al., 2014). A nudge is *“any aspect of the choice architecture (...) that alters people’s behavior in a predictable way without forbidding any options or significantly changing their economic incentives. To count as a mere nudge, the intervention must be easy and cheap to avoid”* (Thaler et Sunstein, 2008). Nudges could be used, for example, to increase farmer participation in such programs, to ensure a change in agricultural practices or to encourage farmers to continue newly adopted practices beyond the requirements stipulated by a formal commitment. Notably, these types of interventions have the capacity to increase the effectiveness of a program with little or no need for additional funding. For example, (Duflo et al., 2011) demonstrated that strategic timing of incentive implementation reduces farmer procrastination and can increase the effectiveness of a policy. At the same time, nudge approaches are not ‘catch-all’ solutions, given that they have their own limits and drawbacks (Loewenstein et Nick, 2017).

In this paper, we explore the potential of a nudge as a means to encourage farmers to realize compensation measures on their lands, namely the identifiable victim effect (IVE).¹² The IVE refers to an individual's greater willingness to offer a support to single, identifiable victims than to anonymous or statistical victims (Jenni et Loewenstein, 1997). It has been notably argued that affect elicited by identifiable stimuli can lead people to give more to identifiable individuals relative to statistical victims (Genevsky et al., 2013). A famous example of the IVE in the real world is the story of a baby named Jessica who fell into a well in Texas in 1987 and received over \$700,000 in donations from the public in one month (Lee & Feeley, 2017). During the last decade, several studies have shown the benefits for charities of describing a single needy beneficiary rather than explaining the impact of their actions at a large scale, to raise funds (Kogut & Ritov, 2005; Small et al., 2007). For instance, across several experimental settings, Kogut & Ritov (2005) found that participants were willing to give significantly more money when a single person in need of medical help was described compared to when a group was presented.

The originality of our paper is to test whether the IVE also applies to living beings that are non-human and non-animal such as plants. This extension is important for several reasons. Testing the robustness of the IVE to various contexts is a valuable pursuit, since environmental threats in many situations mainly concern plants that are almost immobile and even inanimate objects. With more than 20% of the world's plants species threatened with extinction, global and local losses of plant diversity are often ignored (Cires et al., 2013). Moreover, individuals are sometimes directly solicited to help save these threatened species. In 2013, for instance, a group trying to preserve the centuries-old Angel Oak near Charleston, South Carolina raised almost \$700,000 from more than 9,000 donors in less than two months (Brodeur, 2017; see also McLeod, 2013). This generosity was notably explained by the '*amazing*' and '*passionate*' '*connection people have to this tree*'. In France, a recent fundraising initiative has been launched to save the plane trees of the *Canal du Midi* in Southern France. Last year, about 7500 donors gave an average amount of €60 each in order to save these trees (Caravagna, 2017). In some schemes, it is also common to emphasize a single species (e.g., a flagship or an umbrella species) as a conservation strategy to encourage policy support. Consequently, it is useful to understand whether the IVE also applies to these almost immobile beings.

¹² The identifiable victim effect can be considered as a potential nudge given the definition of a nudge provided by Thaler and Sunstein (2008, p. 6). Indeed, as we will see, the IVE is not constraining with respect to individual choice. It is a simple and inexpensive tool that can be used to motivate prosocial behaviors as contributing to charitable works or adopting green behaviors.

The remainder of the paper is organized as follows: Section 2 overviews the related literature, which allows us to formulate testable hypotheses. Section 3 describes the experimental design. Section 4 presents the main results and discussion. Section 5 concludes and provides several policy implications.

Related literature and hypotheses

A classical assumption in behavioral economics is that individuals' decisions generally depend more than traditionally expected on affect than on pure rational considerations (Slovic et al., 2002). Several non-mutually exclusive mechanisms (Hsu, 2014; Jenni et Loewenstein, 1997) have been proposed to explain the IVE, notably (i) the *visidness* of an identification that is activated through an emotional story, visual images, and real-time unfolding, (ii) the *certainty effect*, which states that people overweight certain outcomes (e.g., helping an identifiable victim) relative to uncertain ones (e.g., helping statistical victims characterized by a probabilistic threat), (iii) the *reference group effect*, or the tendency of individuals to overweight similar expected risks that are faced by smaller groups (e.g. a single identified victim) compared to those faced by bigger groups (e.g. statistical victims), and, (iv) the *contrast* between evaluating the harm before it occurs (*ex ante*) in the case of statistical victim versus after (*ex post*) in the case of identified victims, which can lead to feeling a greater impetus to help in the latter case relative to the former. Although we may not be able to completely rule out other explanations, emotional reactions have been highly implicated in the impacts associated with the IVE (Genevsky et al., 2013; Erlandsson et al., 2017). Identified victims seem to evoke more powerful emotional responses than do statistical victims, and these responses lead to a greater likelihood of providing help (Small & Loewenstein, 2003). The fact that helping intentions are significantly predicted by helpers' emotions also suggests that individual victims may induce stronger sympathy and distress responses than do statistical victims. In short, feelings about the identified victims are likely to be a critical mechanism behind the IVE (Kogut & Ritov, 2005; Ritov & Kogut, 2011; Cryder & Loewenstein, 2012).

Another potential trigger of the IVE is the entitativity dimension, which refers to "the degree to which a collection of individuals comprises a single coherent entity" (Campbell, 1958). A clear beneficiary entity may increase the perceived proportion of the reference group that is being helped. Since donors are sensitive to this proportion, they tend to be more generous when the reference group to which victims belong is smaller (Bartels & Burnett, 2011). In the case of the

IVE, the rationale behind such a statement is that “*the unit of reference for a single identified victim may be the victim herself [...] while donations to statistical victims may be seen as mere drops-in-the-bucket*” (Bartels & Burnett, 2011; Jenni & Loewenstein, 1997).

Moreover, while the beneficiaries of the situations described in the studies exploring the IVE were mostly human, some studies have provided clues regarding the possibility to apply this behavioural phenomenon to animal species. In the experiment conducted by Desvousges et al. (1993), for instance, willingness to pay to support the protection of migratory birds from exposure to oil ponds increased only slightly when the number of affected birds was increased from 2,000 to 200,000. Similarly, the protection of turtles inhabiting the Mexican coast received more support from participants in a study carried out by Kahneman & Ritov (1994) than the protection of all reptiles in the same region. Nevertheless, these studies did not explicitly consider single identified individuals. Exploring this particular dimension, other studies have found significant effects. One example is the rescue of a dog stranded on a ship adrift on the Pacific Ocean near Hawaii that received more than \$48,000 in donations (Song, 2002 quoted in Small et al., 2007). Markowitz et al., (2013) also found a significant increase in support for polar bears (*Ursus maritimus*) when the identification of specific beneficiaries was made more salient. In another study, Thomas-Walters and Raihani, (2016) found, in a WWF fundraising context, that while the IVE was not effective in increasing donations, flagship species increased donation amounts, compared to non-flagship species. Interestingly, the entitativity effect has also been explored for animals (Smith et al., 2013). Indeed, by presenting the recipient of a donation as *a herd* of 200 gazelles instead of 200 gazelles, the authors found that the support of the participants increased significantly.¹³

As far as we know, there is no study devoted to plant species. Lewinsohn-Zamir et al., (2017, p8) state that “*no one has yet tested whether an identifiability effect exists with regard to inanimate objects.*” Using a between-subjects design that allows us to increase the degree of identifiability with respect to a single plant species, we test whether the IVE is likely to enhance farmer participation in an environmental conservation program. We accomplish this through the collection of mail survey data among a sample of French farmers located in the Vaucluse area in southeast France. Although some studies (e.g., Berenguer, 2007) suggest that plant species (e.g. a tree) may be less likely to induce empathy compared to animals (e.g. a bird),

¹³ Even if this issue is beyond the scope of our paper, examining the IVE for an entity like a well-identified forest such as the Amazon rainforest could constitute an insightful extension.

anecdotal evidence indicates that several specific plants can elicit strong affects (Brodeur, 2017; McLeod, 2013). We thus expect that the IVE matters for plants and formulate the following hypothesis:

H1: Farmer willingness to participate in an environmental conservation program increases with the identification of a previously defined plant.

Moreover, Markowitz et al. (2013) argued that the IVE is more likely to affect non-environmentally oriented people compared to environmentally-oriented ones. They compared the willingness-to-pay of self-identified environmentalists and non-environmentalists for saving polar bears (*Ursus maritimus*) and showed that the IVE was significantly stronger among non-environmentalists, who were more generous to identifiable beneficiaries than to statistical beneficiaries, while the self-identified environmentalists were willing to offer similar amounts to both types of beneficiaries. Accordingly, we expect that farmers will react differently to the IVE according to whether they use organic or conventional techniques. Hence, we formulate the following hypothesis:

H2: The IVE is relatively stronger among conventional farmers than for organic farmers.

The empirical strategy

In order to test the hypotheses formulated above, we conducted a mail survey in June 2017 among the whole population of farmers located in the French Vaucluse area (N=4423). A cover letter explained that the aim of the survey was to better understand recent practices' changes on farms and the impact of policies on farmers' choices. In order to improve our questionnaire and increase its readability, we pre-tested it among some experts and with a sample of 9 farmers who were not solicited for the final survey. A total of 328 farmers answered the survey (7.4%).¹⁴ Respondents have the following characteristics: 74% are men, and their average age is 52

¹⁴ The response rate is acceptable given that farmers were solicited during the harvest time, which has been proved to reduce responses (Pennings et al., 2002). Interestingly, using a cross-national mail survey among 22 countries, Harzing, (2000) found that response rates in France are among the lowest. In addition, as reported by Mzoughi, (2014) who conducted surveys in the same area, it is quite difficult to get high response rates among the considered population.

years.¹⁵ Farms activities are mainly in viticulture (54%), fruit-growing (12%), vegetable production (10%), and cereals (5%). Average farm size is 18 ha. In total, 28.4% of the participants use organic production methods on their farms, whereas 62.2% use conventional methods (9.4% didn't answer this question).

We used the following quasi-experimental design: a hypothetical but realistic environmental program was presented to farmers, explaining that the accidental destruction of local rare plant(s) occurred in the nearby area (See Appendix 1 for the survey instrument). Surveyed farmers were asked to participate in the restoration of an adapted environment for the destroyed plant(s) by reducing their use of chemical fertilizers and receiving a monetary reward equivalent to that received by farmers of a nearby region for their participation in an ecological mitigation scheme (300€ per year and per ha dedicated to the program). Participants had to indicate their willingness to participate in this program on a scale ranging between 1 (Not at all) to 10 (Definitely). They were also asked to indicate the duration of commitment in the program they would make between 3 year to more than 15 years by 1-year increments.

In order to be more realistic, this environmental program was inspired by an actual recent program, namely, the French ecological mitigation policy. This policy is a part of a more global policy that legally requires developers to avoid, reduce and mitigate as much as possible the environmental damages of their project. Ecological mitigation schemes have the advantage of being relatively unknown by French farmers which permits to control the level of information they had on the scheme. Under some circumstances, this program requires developers to recreate the destroyed environmental amenities in the same area. This context constituted a realistic frame to study the IVE. In the Vaucluse area, natural or agricultural lands represent 85% of the total area. The western part of the region, where most of the agricultural land is concentrated, is subject to significant urban sprawl (Arrighi et Samyn, 2016). The expected urban growth in this area should induce in the future a geographically delineated need for ecological mitigation that could be filled by local farmers.

In order to test the IVE, we used a between-subjects design. We divided the sample into three groups, corresponding to three different treatments. The content and instructions for all treatments were identical in all respects, except regarding the victim(s) of the accident (See

¹⁵ Even if the representativeness of our sample is not perfect, our sample, as pointed out by a referee, shares some similarities with the whole farmer population of the Vaucluse, notably the fact that 1/3 of the farmer population are women and 52% are 54 years old (<http://www.paca.chambres-agriculture.fr/notre-agriculture/chiffres-cles/#c48632>).


Table 1 and Appendix 1 for the whole survey instrument). Each participant was only involved in a single treatment and farmers were randomly assigned to the treatments.

Formally, in treatment 1 (T1 – No identification), individuals were told that 30 plants of various species were affected by the accident, without other information. In the treatment 2 (T2 – Intermediate identification), the victims were described as 30 plants of the same species and were identified by their common or vernacular name only, that is, “Garidelle”.¹⁶ This arable weed plant is a threatened species on the French national red list. Sensitive to nitrogen concentration in soils, the population of “Garidelle” substantially declined in the Vaucluse area due to fertilizers use. In addition, given its scarcity, it was reasonable to assume that the majority of farmers do not know it. This assumption was confirmed during our pre-test. Moreover, given that in the case of animal conservation issues, aesthetics seems to be important –e.g. “prettier” animal species like Pandas generating more interest and collecting more funds (Kingston, 2015), the choice of “Garidelle” was also motivated by its pretty flower. Indeed, in the treatment 3 (T3 – High identification), the ‘victim’ in question was described as a single plant, identified by its common name and its species name (Garidelle, *Nigella nigellastrum*) along with a photo.

The rationale behind such an identification is based on previous literature on IVE that providing details about the victim makes this effect more pronounced (Lee et Feeley, 2016). First, previous literature has shown that the IVE seems to better work for one victim than for two or more victims (Kogut & Ritov, 2005; Markowitz et al., 2013; Västfjäll et al., 2014). Second, giving personal information, even if minimal, about the victim has also proved to be an important factor in the IVE. For instance, using a laboratory experiment, Charness & Gneezy (2008) found that people were more generous when personal information about the recipient such as family name was provided, compared to the situation where this personal information was not available. Third, of all of the different types of information used to identify victims, the use of a picture seems to be most effective, before age and name (Kogut & Ritov, 2005; Genevsky et al., 2013). We recognize, however, that these dimensions were not studied as they pertain to quasi-immobile beings such as plants. Moreover, even if it is intuitive, apart from their scientific names, plants are rarely given individual names like humans or animals.

¹⁶ *Nigella nigellastrum* (L.) Willk., 1880, Garidelle (French), (Equisetopsida, Ranunculales). Detailed taxonomic information and other characteristics can be found at https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/109636 and <http://www.tela-botanica.org/bdtfx-nn-29386-synthese>.

Table 1. Treatments used in the survey

	T1	T2	T3
Victim	30 plants of various species	30 plants of the same species	1 plant
Name	-	Garidelle	Garidelle (<i>Nigella nigellastrum</i>)
Picture	-	-	

Despite some weaknesses, e.g., less control, notably when compared to laboratory experiments, a quasi-experimental survey offers a number of advantages. It enables us to control how the program is presented and it allows us to engage farmers in a highly realistic scenario. Their choice to participate or not in an environmental program is usually made in their house. Furthermore, the use of a quasi-experimental survey reduces the experimenter demand effects (Orne, 1962) and offers access to a large number of participants at a reduced cost. Moreover, we used a non-incentivised survey which has been proven to give similar qualitative findings as incentivized surveys (El Harbi et al., 2015; Graf et al., 2012; Rubinstein, 2013) (Richard Thaler, 1987). On this subject, Thaler (1987, p.120) wrote: “asking purely hypothetical questions is inexpensive, fast, and convenient. This means that many more experiments can be run with much larger samples than is possible in a monetary-incentives methodology”. Nevertheless, we admit that every methodology has its advantages and disadvantages and we do not want to present a biased perspective. For instance, we cannot rule out completely the legitimate concern of whether hypothetical questions reveal accurate preferences (eg Charness et al., 2013; Hertwig and Ortmann, 2001).

Results and discussion

The mean of individuals' responses by treatment for both the level of support and duration of commitment are presented in Table 2 below. Along an increasing gradient of identification of the victim (from T1 to T3), the level of support decreases, even if these differences are not significant. The tendency is almost identical for the duration, even if the decrease seems stronger in the intermediate identification treatment than in the high identification treatment. Although we observe slight variations across groups, a Kruskal-Wallis rank sum test shows that they are not significant. Specifically, farmers did not indicate significantly different responses across treatments in terms of their level of support (p-value = 0.8454, Kruskal-Wallis chi-squared = 4.8706, df = 9) or the duration of their commitment (p-value = 0.537, Kruskal-Wallis chi-squared = 9.9271, df = 11). These first results concur with the findings of Thomas-Walters and Raihani (2016) regarding animal beneficiaries, in which the participants of their study did not donate different amounts to identified or statistical victims.¹⁷

Table 2. Mean responses by treatment (N=328)

Treatment	Level of support	Duration
T1 (No identification)	5.851	7.269
T2 (Intermediate identification)	5.832	5.865
T3 (High identification)	5.309	6.624

In order to take into account potential individual heterogeneity, we also examined the effect of identification on the support level and duration commitment applying an ordered probit regression (Greene, 2003), used when potential values of the dependent variable are ordinal.

¹⁷ In order to test the robustness of these findings among non-farmers but without over-generalizing, we conducted another quasi-experimental survey using the same design among a convenience sample of 184 individuals, among which 106 respondents were students. This additional study was conducted in the same French region in October and November 2017. In order to fit a non-farmer sample, we described exactly the same program as the one presented to farmers and explained in the survey that the program was in need of financial support. Similar to the main study, individuals were randomly assigned to one of the three treatments considered and were asked to indicate their willingness to financially support the program on a similar scale, ranging from 1 to 10. The findings are quite similar to those for the main study, as the mean support level was equal to 5.42, 5.22 and 5.25 for treatments T1, T2 and T3, respectively. In other words, we find no significant effect of identification on donation intentions.

For ease of exposition, we only report the results regarding the support level, since those for the duration commitment were not significant. Controlling for age, gender, education level, main activity (vegetables production, fruit-growing, viticulture, and cereals) and production type (organic versus conventional), we find that respondents in treatment T3 are likely to report significantly lower levels of support (Table 3), but only at the 10% level. These first results do not support our hypothesis H1 since the level of farmer support for the considered compensation measures was found to decrease with the level of identifiability, notably when considering T1 and T3. These findings echo those of Wiss et al., (2015) for Swedish subjects where participants were asked to choose to support one child or a group of five children: when the single beneficiary was more identified, he received less support. The authors give two possible explanations to this finding: emotional reactance and emotional upscaling. The former captures the insight that individuals might have experienced a pressure and felt obliged to help the single child. Emotional upscaling is due to the use of a joint evaluation design¹⁸ with two options presented side-by-side and refers to the idea that individuals' responses to help one child could have been transferred to the group. In other words, their emotions for the single child made them expressing more intense emotions for the group of children. It is possible that some participants in our survey expressed a similar kind of emotional reactance. Nevertheless, given that there are several differences between their study and ours (e.g., humans *versus* plants, cultural context [US-Sweden *versus* French participants]), we remain cautious regarding the possible convergences. Last but not least, the results stress the importance of production type (organic vs. conventional) in farmer support for the program.

¹⁸ Given that we do not use a joint evaluation design, we can rule out this explanation.

Table 3. Ordered Probit estimates of the effect of identification on the support level

Variables	Coefficients and significance
T3 (High identification)	-.3021837 *
T2 (Intermediate identification)	-.1570369
Age (= 1 if more than 40 years old)	.079417
Gender (=1 if male)	.0062632
Organic (=1 if true)	.5641982 ***
Education (=1 if high educated)	.123148
Fruit growing (=1 if true)	-.0337521
Vegetable production (=1 if true)	.5465308 **
Viticulture (=1 if true)	-.0455425
Cereals (=1 if true)	-.2059089
Pseudo R ²	0.0299
Log pseudo-likelihood	-465.78776
Number of observations	237 ^(a) .

(*), (**) and (***) stand for significance at the 10, 5 and 1% level, respectively; (a): 91 surveys were removed when participants did not answer to at least one of the variables described above.

Let us now examine the results in perspective of hypothesis H2 stating that the IVE is relatively stronger among conventional farmers than for organic farmers. Regardless of the treatment, a comparison of responses between these groups indicates a significant difference in support for the environmental program (Kruskall-Wallis test, chi-squared = 17.991, df = 1, p-value = 2.219e-05), which is in line with the significance of the variable “organic” in Table 3. Organic farmers show, indeed, more interest for the program with a mean level of support around 7 and a mean commitment duration around 8.7 years whereas conventional farmers’ mean level of support is 5.1 and mean commitment duration is of 5.7 years. However, when comparing the

responses by treatment (see Table 4), our results suggest that our hypothesis H2 is not supported, since the figures obtained for organic and conventional farmers are quite similar to that obtained for the sample as a whole. Indeed, a Friedman test followed by a post-hoc Conover test¹⁹ was used to compare the support level given by the organic farmers across treatments. Organic farmers express significantly stronger support in treatment T1 (without identification) (Friedman chi-squared = 6.5882, df = 2, p-value = 0.0371). They also choose longer contract durations in treatment T3 compared to those in the two other treatments, but the difference is not significant. The results of the same tests conducted on conventional farmers were not significant.²⁰ These results are different from what has been found in other studies on human and animal victims. Although significantly related to the level of support of the considered measure, participants' type (organic versus conventional) does not impact their reactions to the high identification treatment.

Table 4: Mean responses by treatment and farmers' category (organic versus conventional)

Treatment		Organic farmers (N=93)		Conventional farmers (N=204)	
		Support	Duration	Support	Duration
T1	(No identification)	7.812	10.25	5.478	6.761
T2	(Intermediate identification)	7.03	7.903	5.349	4.984
T3	(High identification)	6.607	8.63	4.8	5.833

¹⁹ The Conover test (Fuller et al., 1973) allows for multiple comparisons between individual treatments.

²⁰ To go further, we also analysed the extreme answers for both the level of support and duration. The results for both organic and conventional farmers suggest a stronger support for the less identified victim (T1) compared to the highly identified victim (T3).

Discussion

In the following we provide some tentative explanations for our results. First, our findings could be explained by the fact that a single or 30 plants may be not enough to constitute an entitative group in participants' minds. Numerous studies have indeed shown that humans have superior recall for animals relative to plants, a phenomenon referred to as 'plant blindness'. For example, Schussler and Olzak (2008) compared recall of pairs of animals and plants among 124 psychology students and 203 botany students at a U.S. university. Animal images were recalled significantly more than plant images, and this trend was maintained for both botany and psychology students.

Second, another explanation is that plants do not have the same capacity for evoking empathy. Empathy is a strong trigger of IVE and if plants represent "our limit to empathy" (Marder, 2012), it could explain why farmers' appear disinterested in the fate of individual plants. Berenguer (2007) showed that empathizing with nature can increase concern and practical support for species conservation, in the case of animals (birds) and plants (trees), writing (2007, 281): "People may identify more closely, at a cognitive level, with the bird than with the tree, so the level of inclusiveness will be higher in the case of the bird." However, given that we did not measure emotions, our argument is rather speculative. In other words, we cannot provide a clear-cut conclusion regarding whether the null results come from a lack of empathy or any other emotions. Indeed, other emotions besides empathy or sympathy could play a role in the IVE. For example, Erlandsson et al., (2016) suggest that anticipated guilt (or other negative emotional consequences) as well as anticipated warm glow (or other positive emotional consequences) could play a role as well, which in turn depends on perceptions of responsibility. Their results suggest that people anticipate guilt if not doing their duty but that they anticipate warm glow primarily when doing over and beyond their duty. For instance, Erlandsson et al., (2016, 2015) found that emotional reactions, either positive or negative ones, are the primary mediators of the IVE and are affected by personal responsibility to help. Logically, if farmers do not assume any personal responsibility regarding the destruction and/or the restoration of rare plant species, it is plausible that this lack of responsibility does not generate the emotional reactions needed to engage in prosocial activities.²¹

²¹ As pointed out by an anonymous referee, measures of self-efficacy, that is, the (positive or negative) belief in one's behavior to make an actual difference (Bandura, 1977), could have given insight into whether farmers think that their own behavior actually makes a difference in restoring the plant loss. For instance, Wu and Mweemba,

Third, as professionals who have daily contact with plants, farmers could have a particular relationship with plants that makes them less sensitive to the loss of plants, especially if they do not seem useful from a farming standpoint. Indeed, some studies indicate that farmers might view biodiversity in a more functional view way than others (Fischer and Young, 2007; Soini and Aakkula, 2007). For example, Herzon and Mikk (2007) find that farmers showed more interest in learning about useful plants species than when they were considering birds or mammals (in general, not specifically breeding species). It could be interesting to test if the lack of IVE observed with plants is robust by considering other types of contexts (e.g. plants useful from a farming standpoint, historical trees) and participants (e.g. farmers, citizens).

Conclusion and implications

Using a mail survey among a sample of French farmers with a between-subjects design, we explored whether the identifiable victim effect matters for plants. Unlike previous literature relating to human and animal victims, the level of farmer support for the implementation of ecological compensation measures and expected contract duration were not affected as the (plant) victim becomes more identifiable. The lack of plant IVE holds for both organic and conventional farmers. Nevertheless, even if not statistically significant, our results suggest that farmers' reactions differ according to whether the farmer practices organic or conventional agriculture. Indeed, while high victim identification leads to a significantly lower level of support among organic farmers, it seems that conventional farmers are relatively less supportive of the program itself regardless of victim identification level (since support levels are not significantly different across treatments). At first glance, our results indicate that high identification has no significant impact on support for an environmental program overall, and that among organic farmers, it even appears to reduce support. Nevertheless, we do not suggest to 'throw the baby out with the bathwater', especially if we take into account anecdotal evidence regarding the efforts made and large sums of money that have been raised for specific trees (e.g. Angel-Oak trees, plane trees along Canal du Midi). Quite the contrary, environmental policymakers and environmental activists should consider the actual capacity of specific plants to elicit emotions among targeted groups (e.g. inhabitants, farmers) before using them as

(2010) showed that farmers' positive perception of their capability to improve the environment increased significantly their adoption of greener agricultural practices. Moreover, the link between self-efficacy and IVE has been showed by Sharma and Morwitz (2016) who found that boosting perceived self-efficacy reduced the IVE and enhanced supports for multiple compared for single beneficiaries.

flagship species for a program. Furthermore, an evaluation of participants' feelings could be very interesting to precisely estimate if this presumed trigger of IVE was activated or not in the case of plants *per se* and by the different levels of plants identification.

As previously described, our experiment was not incentivized, meaning that participants' choices did not have any financial implications. Reproducing our test with a financial incentive could be of interest in order to explore whether participants' answers would be different if money were at stake. Another point, raised by Wiss et al. (2015), is that the IVE may be affected by cultural considerations: strong differences in reactions to the same intervention using an identified beneficiary were observed between Sweden and American participants. Testing the effectiveness of IVE regarding plants species in countries other than France could also be useful in order to improve the reliability of this phenomenon. A natural candidate could be, for example, a country such as Lebanon that has identified the Cedar tree as its national emblem, which could mean that it is more likely to elicit affect among Lebanese citizens. Moreover, one may also argue it is possible that the lack of an IVE effect in our study was due to factors relating to farmers' attitudes towards Garidelle specifically. It would be then interesting to replicate this study using multiple examples of species for the identified plants and controlling *ex ante* farmers' attitudes related to these examples, instead of just Garidelle. Given that Thomas-Walters and Raihani (2016) found that using flagship animal species was effective, the IVE could also be tested in the case of more common plant species which are a part of the everyday life of participants. The plant used in our test was presumably quasi-unknown to the participants. The potential loss of a familiar plant could provoke a more powerful emotional reaction amongst participants than an unknown endangered one. Finally, our experiment presented farmers with a scenario in which a plant victim had suffered a loss and offered them the opportunity to contribute to the mitigation of this loss. The lack of effectiveness of the IVE in this situation could also be explained by the fact that the plant victim in question had already been lost. Given that the sensitivity to an emergency has been proven to increase donations (Sargeant, 1999), evaluating the impact of the timing of a threat on the IVE should also be tested. Consequently, more studies are necessary to investigate the scope of the IVE and the conditions that are likely to determine its overall effectiveness.

References

- Armengot, L., José-María, L., Blanco-Moreno, J. M., Bassa, M., Chamorro, L. et Sans, F. X. (2011). A novel index of land use intensity for organic and conventional farming of Mediterranean cereal fields. *Agronomy for Sustainable Development*, 31(4), 699-707. doi:10.1007/s13593-011-0042-0
- Arrighi, J.-J. et Samyn, S. (2016). Rapport Foncier INSEE Analyse PACA n°40, 2016. Repéré 27 février 2017, à <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2501732#documentation>
- Aubertin, C. et Vivien, F. (1998). Les enjeux de la biodiversité. Repéré à <http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010012871>
- Bandura, A. (1977). Self-efficacy: Toward a unifying theory of behavioral change. *Psychological Review*, 84(2), 191-215. doi:10.1037/0033-295X.84.2.191
- Barre, K. (2017). *Mesurer et compenser l'impact de l'éolien sur la biodiversité en milieu agricole*. MNHN PARIS.
- Bartels, D. M. et Burnett, R. C. (2011). A group construal account of drop-in-the-bucket thinking in policy preference and moral judgment. *Journal of Experimental Social Psychology*, 47(1), 50-57. doi:10.1016/j.jesp.2010.08.003
- Bekessy, S. A., White, M., Gordon, A., Moilanen, A., Mccarthy, M. A. et Wintle, B. A. (2012). Transparent planning for biodiversity and development in the urban fringe. *Landscape and Urban Planning*, 108(2-4), 140-149. doi:10.1016/J.LANDURBPLAN.2012.09.001
- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A. et Bullock, J. M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science (New York, N.Y.)*, 325(5944), 1121-4. doi:10.1126/science.1172460
- BenDor, T., Brozović, N. et Pallathucheril, V. G. (2008). The Social Impacts of Wetland Mitigation Policies in the United States. *Journal of Planning Literature*, 22(4), 341-357. doi:10.1177/0885412207314011
- Berenguer, J. (2007). The Effect of Empathy in Proenvironmental Attitudes and Behaviors. *Ecology Review*, 39(2), 24-31. doi:10.1177/0013916506292937
- Beretti, A., Figuières, C. et Grolleau, G. (2013). Behavioral innovations: The missing capital in sustainable development? *Ecological Economics*, 89, 187-195. doi:10.1016/j.ecolecon.2013.03.004
- Beretti, A. et Grolleau, G. (2016). Do past states and causes of soil degradation affect interest and stated willingness-to-pay values? Evidence from a quasi-experimental survey. *International Journal of Sustainable Development*, 19(1), 54. doi:10.1504/IJSD.2016.073670
- Bithas, K. (2011). Sustainability and externalities: Is the internalization of externalities a sufficient condition for sustainability? *Ecological Economics*. Repéré à <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800911002035>
- Boisvert, V. (2000). Biodiversité et théories économiques des droits de propriété: une mise en perspective des négociations entourant la Convention sur la diversité biologique: thèse. Repéré à <http://www.theses.fr/2000VERS002S>
- Brodeur, N. (2017). Greenwood neighbors battle developer over century-old cedar. *The Seattle*

- Times*. Repéré à <https://www.seattletimes.com/life/lifestyle/greenwood-neighbors-battle-developer-over-century-old-cedar>
- Brundtland, G., Khalid, M. et Agnelli, S. (1987). Our Common Future (\'Brundtland report\'). Repéré à <http://www.citeulike.org/group/13799/article/13602458>
- Bryant, M. (2006). Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales impact 1 - measuring... *Landscape and urban planning*. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016920460400132X>
- Bull, J. W., Suttle, K. B., Singh, N. J., Milner-Gulland, E. J. et Gordon, A. (2013). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, 47(03), 369-380. doi:10.1017/S003060531200172X
- Burton, M., Rogers, A. et Richert, C. (2017). Community acceptance of biodiversity offsets: evidence from a choice experiment. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 61(1), 95-114. doi:10.1111/1467-8489.12151
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). (s.d.). *Biodiversity Offset Design Handbook Appendices*.
- Calvet, C., Levrel, H. et Napoléone, C. (2012). *Première expérimentation française de Réserve d ' Actifs Naturels : Quels enseignements tirer de ces nouvelles formes d ' organisation pour la préservation de la biodiversité ?*
- Calvet, C., Napoléone, C. et Salles, J.-M. (2015). The Biodiversity Offsetting Dilemma: Between Economic Rationales and Ecological Dynamics. *Sustainability*, 7(6), 7357-7378. doi:10.3390/su7067357
- Campbell, D. T. (1958). Common fate, similarity, and other indices of the status of aggregates of persons as social entities. *Behavioral Science*, 3(1), 14-25. doi:10.1002/bs.3830030103
- Canter, L. et Ross, B. (2010). State of practice of cumulative effects assessment and management: The good, the bad and the ugly. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 28(4), 261-268. doi:10.3152/146155110X12838715793200
- Caravagna, L. (2017). Canal du Midi: 3,3 millions d'euros de dons pour sauver les platanes. *LeFigaro.fr*. Repéré à <http://www.lefigaro.fr/sciences/2017/02/15/01008-20170215ARTFIG00206-canal-du-midi-33-millions-d-euros-de-dons-pour-sauver-les-platanes.php>
- Carey, P. D., Manchester, S. J. et Firbank, L. G. (2005). Performance of two agri-environment schemes in England: A comparison of ecological and multi-disciplinary evaluations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108(3), 178-188. doi:10.1016/j.agee.2005.02.002
- Chapman, A. S. A., Tunnicliffe, V. et Bates, A. E. (2018). Both rare and common species make unique contributions to functional diversity in an ecosystem unaffected by human activities. *Diversity and Distributions*, 568-578. doi:10.1111/ddi.12712
- Charmes, E. (2013). L'artificialisation est-elle vraiment un problème quantitatif? *Etudes Foncières*, 162, 23-28. Repéré à https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00849424/file/EF162_Eric_Charmes.pdf
- Charness, G. et Gneezy, U. (2008). What's in a name? Anonymity and social distance in dictator and ultimatum games. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 68(1), 29-35. doi:10.1016/j.jebo.2008.03.001

- Charness, G., Gneezy, U. et Imas, A. (2013). Experimental methods: Eliciting risk preferences. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 87, 43-51. doi:10.1016/j.jebo.2012.12.023
- Chevassus-Au-Louis, B., Bielsa, S., Martin, G., PUJOL, J.-L. L., Richard, D. et Salles, J.-M. (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique. Rapports et Documents* (vol. 17). Documentation française. doi:10.1051/nss/2009056
- Chichilnisky, G. (1996). An axiomatic approach to sustainable development. *Social choice and welfare*. Repéré à <http://link.springer.com/article/10.1007/BF00183353>
- Cires, E., De Smet, Y., Cuesta, C., Goetghebeur, P., Sharrock, S., Gibbs, D., ... Samain, M. S. (2013). Gap analyses to support ex situ conservation of genetic diversity in Magnolia, a flagship group. *Biodiversity and Conservation*, 22(3), 567-590. doi:10.1007/s10531-013-0450-3
- Clare, S., Krogman, N., Foote, L. et Lemphers, N. (2011). Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? *Wetlands Ecology and Management*, 19(2), 165-182. doi:10.1007/s11273-011-9209-3
- Cleveland, C., Stern, D. et Costanza, R. (2001). The economics of nature and the nature of economics. Repéré à https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=3xvhj5FLCsYC&oi=fnd&pg=PR1&dq=Cleveland+2001+economic&ots=0ESIqsbXiB&sig=4yoG1kvH0v1RCyHpVP7bumKzr_M
- Coase, R. (1960). The problem of social cost. *JL & econ.* Repéré à http://heinonlinebackup.com/hol-cgi-bin/get_pdf.cgi?handle=hein.journals/jlecono3§ion=2
- Coent, P. Le et Calvet, C. (s.d.). Challenges of achieving biodiversity offsetting through agri-environmental schemes: evidence from an empirical study. *sfer.asso.fr*. Repéré à http://www.sfer.asso.fr/content/download/6445/55274/version/1/file/jrss2015_lecoent.pdf
- Coent, P. Le, Calvet, C., Napoleone, C. et Quétié, F. (2017). Challenges of achieving biodiversity offsetting through agri-environmental schemes : evidence from an empirical study in Southern France., 50 p. Repéré à <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01606297/>
- Cohen, M., Baudoin, R., Palibrk, M., Persyn, N. et Rhein, C. (2012). Urban biodiversity and social inequalities in built-up cities: New evidences, next questions. The example of Paris, France. *Landscape and Urban Planning*, 106(3), 277-287. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.03.007
- Connelly, R. (Bob). (2011). Canadian and international EIA frameworks as they apply to cumulative effects. *Environmental Impact Assessment Review*, 31(5), 453-456. doi:10.1016/J.EIAR.2011.01.007
- Costanza, R., Arge, R., Groot, R. De, Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., ... Suttonkk, P. (1997). The value of the world ' s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(May), 253-260. doi:10.1038/387253a0
- Costanza, R. et Daly, H. (1992). Natural capital and sustainable development. *Conservation biology*. Repéré à <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x/pdf>

- Couvet, D. et Vandeveld, J.-C. (2014). Chapitre 7 : Biodiversité ordinaire: des enjeux écologiques au consensus social. Dans *In La biodiversité en question* (Editions M, p. 183-208).
- Cryder, C. E. et Loewenstein, G. (2012). Responsibility: The tie that binds. *Journal of Experimental Social Psychology*, 48(1), 441-445. doi:10.1016/j.jesp.2011.09.009
- CUPERUS, R., BAKERMANS, M. M. G. J., HAES, H. A. U. DE et CANTERS, K. J. (2001). Ecological Compensation in Dutch Highway Planning. *Environmental Management*, 27(1), 75-89. doi:10.1007/s002670010135
- Daly, H. (1990). Toward some operational principles of sustainable development. *Ecological economics*. Repéré à <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/092180099090010R>
- de Snoo, G. R., Herzon, I., Staats, H., Burton, R. J. F., Schindler, S., van Dijk, J., ... Musters, C. J. M. (2013). Toward effective nature conservation on farmland: Making farmers matter. *Conservation Letters*, 6(1), 66-72. doi:10.1111/j.1755-263X.2012.00296.x
- Desvousges, W. H., Johnson, F. R., Dunford, R. W., Hudson, S. P., Wilson, K. N. et Boyle, K. J. (1993). *Measuring Natural Resource Damages with Contingent Valuation: Tests of Validity and Reliability. Contingent Valuation: A critical Assessment*. doi:10.1108/S0573-8555(1993)0000220006
- Doussan, I. (2015). *Compensation écologique : le droit des biens au service de la création de valeurs écologiques et après? Penser autrement la propriété, des formes de conceptualisation alternatives de la propriété* (PUAM. S.Va). S.Vanuxem.
- DREAL Centre-Val de Loire. (2016). *Diagnostic régional sur le foncier*. Repéré à <http://www.centre.developpement-durable.gouv.fr/diagnostic-regional-sur-le-foncier-a1571.html>
- DREAL Grand-Est. (2016). Profil environnemental Champagne-Ardenne. Repéré 27 février 2017, à <http://www.grand-est.developpement-durable.gouv.fr/le-profil-champagne-ardenne-r6317.html>
- Drechsler, M. et Hartig, F. (2011). Conserving biodiversity with tradable permits under changing conservation costs and habitat restoration time lags. *Ecological Economics*, 70(3), 533-541. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.10.004
- Duflo, E., Kremer, M. et Robinson, J. (2011). Nudging farmers to use fertilizers: theory and experimental evidence from Kenya. *American Economic Review*, 101(6), 2350-2390. doi:10.1257/aer.101.6.2350
- Duinker, P. N., Burbidge, E. L., Boardley, S. R. et Greig, L. A. (2013). Scientific dimensions of cumulative effects assessment: toward improvements in guidance for practice. *Environmental Reviews*, 21(1), 40-52. doi:10.1139/er-2012-0035
- Egoh, B., Rouget, M. et Reyers, B. (2007). Integrating ecosystem services into conservation assessments: a review. *Ecological ...* Repéré à <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800907002662>
- Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C. et De Groot, R. (2003). A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics*, 44(2-3), 165-185. doi:10.1016/S0921-8009(02)00272-0

- El Harbi, S., Bekir, I., Grolleau, G. et Sutan, A. (2015). Efficiency, equality, positionality: What do people maximize? Experimental vs. hypothetical evidence from Tunisia. *Journal of Economic Psychology*, 47, 77-84. doi:10.1016/j.joep.2015.01.007
- Erlandsson, A., Björklund, F. et Bäckström, M. (2015). Emotional reactions, perceived impact and perceived responsibility mediate the identifiable victim effect, proportion dominance effect and in-group effect respectively. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 127, 1-14. doi:10.1016/j.obhdp.2014.11.003
- Erlandsson, A., Björklund, F. et Bäckström, M. (2017). Choice-justifications after allocating resources in helping dilemmas. *Judgment and Decision Making*, 12(1), 60-80. doi:10.1023/a:1007796310463
- Erlandsson, A., Jungstrand, A. et Västfjäll, D. (2016). Anticipated guilt for not helping and anticipated warm glow for helping are differently impacted by personal responsibility to help. *Frontiers in Psychology*, 7(SEP), 1475. doi:10.3389/fpsyg.2016.01475
- Fargione, J., Kiesecker, J., Slaats, M. J. et Olimb, S. (2012). Wind and wildlife in the Northern Great Plains: Identifying low-impact areas for wind development. *PLoS ONE*, 7(7). doi:10.1371/journal.pone.0041468
- Fevre, M. (2010). «Peut-on compenser la perte de diversité biologique ?» *La compensation en faveur de la biodiversité, dans ses dimensions légales, éthiques et opérationnelles*. Université Paul Cézanne, Aix-Marseille.
- Figuières, C. (2007). Une brève analyse économique orthodoxe du concept de développement durable. *Économie rurale*. Repéré à <http://economierurale.revues.org/2228>
- Fischer, A. et Young, J. C. (2007). Understanding mental constructs of biodiversity: Implications for biodiversity management and conservation. *Biological Conservation*, 136(2), 271-282. doi:10.1016/j.biocon.2006.11.024
- Fuller, M. F., Conover, W. J. et Gibbons, J. D. (1973). Practical Nonparametric Statistics. *The Statistician*, 22(4), 304. doi:10.2307/2986830
- Funtowicz, S. (1998). Challenges in the use of science for sustainable development. *International Journal of ...* Repéré à <http://www.inderscienceonline.com/doi/abs/10.1504/IJSD.1998.004206>
- Gaston, K. J. et Fuller, R. A. (2008). Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in ecology & evolution*, 23(1), 14-9. doi:10.1016/j.tree.2007.11.001
- Genevsky, A., Västfjäll, D., Slovic, P. et Knutson, B. (2013). Neural Underpinnings of the Identifiable Victim Effect: Affect Shifts Preferences for Giving. *Journal of Neuroscience*, 33(43), 17188-17196. doi:10.1523/JNEUROSCI.2348-13.2013
- Godet, L. (2010). La «nature ordinaire» dans le monde occidental. *L'Espace géographique*.
- Graf, L., König, A., Enders, A. et Hungenberg, H. (2012). Debiasing competitive irrationality: How managers can be prevented from trading off absolute for relative profit. *European Management Journal*, 30(4), 386-403. doi:10.1016/j.emj.2011.12.001
- Greene, W. H. (2003). *Econometric analysis* (Fourth). Prentice Hall.
- Gross, L. (2006). Assessing Ecosystem Services to Identify Conservation Priorities. *PLoS Biol.* Repéré à <http://esanalysis.colmex.mx/Sorted Papers/2006/2006 USA -3F Interd 4.pdf>

- Hanley, N., Whitby, M. et Simpson, I. (1999). Assessing the success of agri-environmental policy in the UK. *Land Use Policy*, 16(2), 67-80. doi:10.1016/S0264-8377(98)00041-6
- Hardin, G. (1968). The tragedy of the commons. The population problem has no technical solution; it requires a fundamental extension in morality. *Science (New York, N.Y.)*, 162(3859), 1243-8. doi:10.1126/SCIENCE.162.3859.1243
- Harris, G. (2007). Seeking sustainability in an age of complexity. Repéré à <https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=bzmftfNvY6oC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Harris,+G.,+2007.+Seeking+Sustainability+in+an+Age+of+Complexity.+Cambridge+Univer+sity&ots=HqSs-ED1NB&sig=sAY8vDih1NzQ-88xgXccakptOXE>
- Hartwick, J. (1977). Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources. *The american economic review*. Repéré à <http://www.jstor.org/stable/1828079>
- Harzing, A. (2000). Cross-National Industrial Mail Surveys Why Do Response Rates Differ. *Industrial Marketing Management*, 29(3), 243-254. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0019-8501\(99\)00063-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0019-8501(99)00063-2)
- Heal, G. (1998). Interpreting sustainability. Repéré à http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-011-4892-4_1
- Hernandez-Zakine. (2012). Avec les mesures de compensation, faire d'une contrainte juridique, un atout de développement pour les entreprises agricoles. *Agriculteurs de France*, 198, 22-24.
- Heron, T. (2008). Globalization, neoliberalism and the exercise of human agency. *International Journal of Politics, Culture and Society*, 20(1-4), 85-101. doi:10.1007/s10767-007-9019-z
- Herzon, I. et Mikk, M. (2007). Farmers' perceptions of biodiversity and their willingness to enhance it through agri-environment schemes: A comparative study from Estonia and Finland. *Journal for Nature Conservation*, 15(1), 10-25. doi:10.1016/j.jnc.2006.08.001
- Hill, R., Miller, C., Newell, B., Dunlop, M. et Gordon, I. J. (2015). Why biodiversity declines as protected areas increase: the effect of the power of governance regimes on sustainable landscapes. *Sustainability Science*, 10(2), 357-369. doi:10.1007/s11625-015-0288-6
- Hsu, S.-L. (2014). The Identifiability Bias in Environmental Law. *Florida State University Law Review*, 35(February 2007), 433-504.
- IFC. (2012). *Performance Standards on Environmental and Social Sustainability*. World Bank Group International Finance Corporation.
- Jager, W., Janssen, M. A., De Vries, H. J. M., De Greef, J. et Vlek, C. A. J. (2000). Behaviour in commons dilemmas: Homo economicus and Homo psychologicus in an ecological-economic model. *Ecological Economics*, 35(3), 357-379. doi:10.1016/S0921-8009(00)00220-2
- Jenni, K. E. et Loewenstein, G. (1997). Explaining the "Identifiable Victim Effect". *Journal of Risk and Uncertainty*, 14, 235-257. doi:10.1023/A:1007740225484
- Jones, L., Norton, L., Austin, Z., Browne, A. L., Donovan, D., Emmett, B. A., ... Willis, G. F. (2016). Stocks and flows of natural and human-derived capital in ecosystem services. *Land Use Policy*, 52, 151-162. doi:10.1016/j.landusepol.2015.12.014
- Kahneman, D. (2003). A perspective on judgment and choice: Mapping bounded rationality.

American Psychologist, 58(9), 697-720. doi:10.1037/0003-066X.58.9.697

- Kahneman, D. et Ritov, I. (1994). Determinants of stated willingness to pay for public goods: A study in the headline method. *Journal of Risk and Uncertainty*, 9(1), 5-37. doi:10.1007/BF01073401
- Kareksela, S., Moilanen, A., Tuominen, S. et Kotiaho, J. S. (2013). Use of Inverse Spatial Conservation Prioritization to Avoid Biological Diversity Loss Outside Protected Areas. *Conservation Biology*, 27(6), 1294-1303. doi:10.1111/cobi.12146
- Kennedy, C. M., Miteva, D. A., Hawthorne, P., Miteva, D. A., Baumgarten, L., Hawthorne, P. L. et Sochi, K. (2016). Bigger is better : Improved nature conservation and economic returns from landscape-level mitigation Bigger is better : Improved nature conservation and economic returns from. *Science advances*, 2(7), 9. doi:10.1126/sciadv.1501021
- Keren, G. et Roelofsma, P. (1995). Immediacy and Certainty in Intertemporal Choice. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 63(3), 287-297. doi:10.1006/obhd.1995.1080
- Kiesecker, J. M., Copeland, H., Pocerwicz, A. et McKenney, B. (2010). Development by design: Blending landscapelevel planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(5), 261-266. doi:10.1890/090005
- Kiesecker, J. M., Copeland, H., Pocerwicz, A., Nibbelink, N., McKenney, B., Dahlke, J., ... Stroud, D. (2009). A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale. *BioScience*, 59(1), 77-84. doi:10.1525/bio.2009.59.1.11
- Kingston, T. (2015). Cute, Creepy, or Crispy—How Values, Attitudes, and Norms Shape Human Behavior Toward Bats. Dans *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World* (p. 1-606). doi:10.1007/978-3-319-25220-9
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. et Gilissen, N. (2001). Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413(6857), 723-725. doi:10.1038/35099540
- Kogut, T. et Ritov, I. (2005). The « identified victim » effect: An identified group, or just a single individual? *Journal of Behavioral Decision Making*, 18(3), 157-167. doi:10.1002/bdm.492
- Kormos, R., Kormos, C. F., Humle, T., Lanjouw, A., Rainer, H., Victurine, R., ... Williamson, E. A. (2014). Great apes and biodiversity offset projects in Africa: The case for national offset strategies. *PLoS ONE*, 9(11). doi:10.1371/journal.pone.0111671
- Kreitler, J., Schloss, C. A., Soong, O., Hannah, L. et 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(11), 1-15. doi:10.1371/journal.pone.0140226
- Kuhfuss, L., Preget, R. et Thoyer, S. (2014). Préférences individuelles et incitations collectives : quels contrats agroenvironnementaux pour la réduction des herbicides par les viticulteurs ? *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement / Review of Agricultural and Environmental Studies*, 95(01), 111-143. doi:10.4074/S1966960714011060
- Kujala, H., Whitehead, A. L., Morris, W. K. et 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*, 192, 513-521.

doi:10.1016/j.biocon.2015.08.017

- Langhammer, P. F., Bakarr, M. I., Bennun, L. a, Brooks, T. M., Clay, R. P., Darwall, W., ... Foster, M. N. (2007). *Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas*.
- Larrère, C. et Larrère, R. (1997). Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de l'environnement. *Natures Sciences Societes*. Repéré à <http://www.ingentaconnect.com/content/els/12401307/1997/00000005/00000003/art81559>
- Laurance, W. F., Carolina Useche, D., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C. J. A., Sloan, S. P., ... Zamzani, F. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489(7415), 290-293. doi:10.1038/nature11318
- Lee, S. et Feeley, T. H. (2016). The identifiable victim effect: a meta-analytic review. *Social Influence*, 11(3), 199-215. doi:10.1080/15534510.2016.1216891
- Lee, S. et Feeley, T. H. (2017). The Identifiable Victim Effect: Using an Experimental-Causal-Chain Design to Test for Mediation. *Current Psychology*, 1-11. doi:10.1007/s12144-017-9570-3
- Levrel, H. (2006). *Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ?* Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS).
- Levrel, H., Hay, J., Bas, A., Gastineau, P. et Pioch, S. (2012). Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité. *Natures Sciences Sociétés*, 20(1), 16-29. doi:10.1051/nss/2012003
- Lewinsohn-Zamir, D., Ritov, I. et Kogut, T. (2017). Law and Identifiability. *Indiana Law Journal*, 92(2), 505-555. Repéré à <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=122855465&site=ehost-live&scope=site>
- Loewenstein, G. et Nick, C. (2017). Putting nudges in perspective. *Behavioural Public Policy*, 1(01), 26-53. doi:10.1017/bpp.2016.7
- Margules, C. et Pressey, R. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*. Repéré à <http://www.nature.com/nature/journal/v405/n6783/abs/405243a0.html>
- Markowitz, E. M., Slovic, P., Västfjäll, D. et Hodges, S. D. (2013). Compassion fade and the challenge of environmental conservation. *Judgment and Decision Making*, 8(4), 397-406.
- Maron, M., Hobbs, R. J., Moilanen, A., Matthews, J. W., Christie, K., Gardner, T. A., ... McAlpine, C. A. (2012). Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 155, 141-148. doi:10.1016/j.biocon.2012.06.003
- McKenney, B. A. et Kiesecker, J. M. (2010). Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management*, 45(1), 165-176. doi:10.1007/s00267-009-9396-3
- McLeod, H. (2013). South Carolinians raising millions to protect centuries-old Angel Oak. *Reuters*. Repéré à <https://www.reuters.com/article/us-usa-southcarolina-tree/south-carolinians-raising-millions-to-protect-centuries-old-angel-oak-idUSBRE98T0SS20130930>

- Meadows, D. et Meadows, D. (1972). The limits to growth. *New York*. Repéré à https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=vb8_BAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA25&dq=The+Limits+of+the+growth+&ots=7pot7OAhAm&sig=IVKRA1ZZICkFeiHhns cmgh4y4Ds
- Mermet, L., Billé, R., Leroy, M., Narcy, J. et Poux, X. (2005). L'analyse stratégique de la gestion environnementale: un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures sciences sociétés*. Repéré à http://www.cairn.info/resume.php?ID_ARTICLE=NSS_132_0127
- Mimet, A., Clauzel, C. et Foltête, J. C. (2016). Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures. *Landscape Ecology*, 31(9), 1955-1973. doi:10.1007/s10980-016-0373-y
- Moilanen, A. (2013). Planning impact avoidance and biodiversity offsetting using software for spatial conservation prioritisation. *Wildlife Research*, 40(2), 153-162. doi:10.1071/WR12083
- Mooney, H. et Mace, G. (2009). Biodiversity policy challenges. *Science*. Repéré à <http://www.sciencemag.org/content/325/5947/1474.short>
- Mzoughi, N. (2014). Do organic farmers feel happier than conventional ones? An exploratory analysis. *Ecological Economics*, 103, 38-43. doi:10.1016/j.ecolecon.2014.04.015
- Noss, R. F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355-364. doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x
- Olivier, L. (2010). La population des régions en 2040. *INSEE Première n°1326*. Repéré 27 février 2017, à <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1280900>
- Orne, M. T. (1962). On the social psychology of the psychological experiment: With particular reference to demand characteristics and their implications. *American Psychologist*, 17(11), 776-783. doi:10.1037/h0043424
- Ostrom, E. (1999). Revisiting the Commons: Local Lessons, Global Challenges. *Science*, 284(5412), 278-282. doi:10.1126/science.284.5412.278
- Parrott, L. (2010). Measuring ecological complexity. *Ecological Indicators*, 10(6), 1069-1076. doi:10.1016/j.ecolind.2010.03.014
- Party, J., Muller, N., Leguédois, S., Dupouey, J.-I., Gauquelin, T., Jc, G., ... Probst, A. (2015). -BDGveg_FR- Guide sommaire d'utilisation de la Carte de la Végétation Potentielle de la France.
- Pattanayak, S. K., Wunder, S. et Ferraro, P. J. (2010). Show me the money: Do payments supply environmental services in developing countries? *Review of Environmental Economics and Policy*, 4(2), 254-274. doi:10.1093/reep/req006
- Pellegrin, C., Sabatier, R., Napoleone, C. et Dutoit, T. (s.d.). Une définition opérationnelle de la nature ordinaire adaptée à la compensation écologique, le cas contrasté des Régions Centre, Champagne-Ardenne et PACA. *Natures, Sciences, Sociétés*.
- Pennings, J. M. E., Irwin, S. H. et Good, D. L. (2002). Surveying Farmers: A Case Study. *Review of Agricultural Economics*, 24(1), 266-277. doi:10.1111/1467-9353.00096
- Perrings, C. (1991). Ecological sustainability and environmental control. *Structural Change and Economic Dynamics*. Repéré à

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0954349X05800037>

- Phalan, B., Hayes, G., Brooks, S., Marsh, D., Howard, P., Costelloe, B., ... Whitaker, S. (2018). Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy. *Oryx*, 52(2), 316-324. doi:10.1017/S0030605316001034
- Pigou, A. (1920). *The Economics of Welfare*, 4th. London: Macmillan. Repéré à https://scholar.google.fr/scholar?q=pigou+1920&btnG=&hl=fr&as_sdt=0%2C5#7
- Pilgrim, J. D., Brownlie, S., Ekstrom, J. M. M., Gardner, T. A., von Hase, A., Kate, K. ten, ... Ward, G. (2013). A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters*, 6(5), n/a-n/a. doi:10.1111/conl.12002
- Pimm, S., Russell, G., Gittleman, J. et Brooks, T. (1995). The Future of Biodiversity. *SCIENCE*. Repéré à <http://www.esa.ipb.pt/~jazevedo/868.pdf>
- Pointereau, P. et Coulon, F. (2009). Abandon et artificialisation des terres agricoles. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 57(57), 109-120. Repéré à <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01197118/>
- Quétier, F. et Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144(12), 2991-2999. doi:10.1016/j.biocon.2011.09.002
- Rega, C. (2013). Ecological compensation in spatial planning in Italy. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 31(1), 45-51. doi:10.1080/14615517.2012.760228
- Regnery, B., Couvet, D. et Kerbiriou, C. (2013). Offsets and Conservation of the Species of the EU Habitats and Birds Directives. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*, 27(6), 1335-1343. doi:10.1111/cobi.12123
- Ricketts, T. H., Dinerstein, E., Boucher, T., Brooks, T. M., Butchart, S. H. M., Hoffmann, M., ... Wikramanayake, E. (2005). Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(51), 18497-501. doi:10.1073/pnas.0509060102
- Ritov, I. et Kogut, T. (2011). Ally or adversary: The effect of identifiability in inter-group conflict situations. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 116(1), 96-103. doi:10.1016/j.obhdp.2011.05.005
- Roach, B. et Wade, W. W. (2006). Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis. *Ecological Economics*, 58(2), 421-433. doi:10.1016/j.ecolecon.2005.07.019
- Rubinstein, A. (2013). Response time and decision making: An experimental study. *Judgment and Decision Making*, 8(5), 540-551.
- Saenz, S., Walschburger, T., González, J. C., León, J., McKenney, B. et Kiesecker, J. (2013). Development by design in Colombia: Making mitigation decisions consistent with conservation outcomes. *PLoS ONE*, 8(12). doi:10.1371/journal.pone.0081831
- Sala, O., Chapin, F. et Armesto, J. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. Repéré à <http://www.sciencemag.org/content/287/5459/1770.short>
- SANDERSON, E. W., JAITEH, M., LEVY, M. A., REDFORD, K. H., WANNEBO, A. V. et WOOLMER, G. (2002). The Human Footprint and the Last of the Wild. *BioScience*, 52(10), 891. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2

- Sandström, U. G. G., Angelstam, P. et Mikusiński, G. (2006). Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning*, 77(1-2), 39-53. doi:10.1016/j.landurbplan.2005.01.004
- Sargeant, A. (1999). Charitable Giving: Towards a Model of Donor Behaviour. *Journal of Marketing Management*, 15(4), 215-238. doi:10.1362/026725799784870351
- Schussler, E. E. et Olzak, L. a. (2008). It's not easy being green: student recall of plant and animal images. *Journal of Biological Education*, 42(3), 112-119. doi:10.1080/00219266.2008.9656123
- Scott, J. et Edwards, J. T. (1993). Gap analysis: a geographic approach for assessing national biological diversity. *Natural Resources* Repéré à <http://digitalcommons.usu.edu/nrei/vol2/iss1/11/>
- Sharma, E. et Morwitz, V. G. (2016). Saving the masses: The impact of perceived efficacy on charitable giving to single vs. multiple beneficiaries. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 135, 45-54. doi:10.1016/j.obhdp.2016.06.001
- Sidgwick, H. (1887). The Principles of Political Economy. Repéré à https://scholar.google.fr/scholar?cluster=393669237848778113&hl=fr&oi=scholar&sa=X&ved=0ahUKEwjSmub_mJPKAhWHtRoKHYykC_4QgAMIHygAMAA#1
- Slovic, P., Finucane, M., Peters, E. et MacGregor, D. G. (2002). Rational actors or rational fools: Implications of the effects heuristic for behavioral economics. *Journal of Socio-Economics*, 31(4), 329-342. doi:10.1016/S1053-5357(02)00174-9
- Small, D. A. et Loewenstein, G. (2003). Helping a victim or helping the victim: Altruism and identifiability. *Journal of Risk and Uncertainty*, 26(1), 5-16. doi:10.1023/A:1022299422219
- Small, D. A., Loewenstein, G. et Slovic, P. (2007). Sympathy and callousness: The impact of deliberative thought on donations to identifiable and statistical victims. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 102(2), 143-153. doi:10.1016/j.obhdp.2006.01.005
- Smith, A. (1776). *The Wealth of Nations*. Book. doi:10.2307/2221259
- Smith, R. W., Faro, D. et Burson, K. A. (2013). More for the Many: The Influence of Entitativity on Charitable Giving. *Journal of Consumer Research*, 39(5), 961-976. doi:10.1086/666470
- Soini, K. et Aakkula, J. (2007). Framing the biodiversity of agricultural landscape: The essence of local conceptions and constructions. *Land Use Policy*, 24(2), 311-321. doi:10.1016/j.landusepol.2006.03.001
- Solbrig, O. (1991). The origin and function of biodiversity. *Environment: Science and Policy for Sustainable* Repéré à <http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00139157.1991.9931394>
- Song, J. (2002). Every dog has its day—but at what price. *The Register Guard A*. Repéré à <https://scholar.google.fr/scholar?hl=fr&q=Song%2C+J.+%282002%2C+April+26%29.+Every+dog+has+its+day—but+at+what+price%3F+The+Register+Guard%2C+15A.&btnG=&lr=>
- Stanners, D. et Bourdeau, P. (1995). Europe's environment: the Dobris assessment. *Europe's*

environment: the Dobris Repéré à <http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=56027&indexSearch=ID>

- Tallis, H., Kennedy, C. M., Ruckelshaus, M., Goldstein, J. et Kiesecker, J. M. (2015). Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*, 55, 21-34. doi:10.1016/j.eiar.2015.06.005
- Thaler, R. (1987). *The psychology of choice and the assumptions of economics. Laboratory experimentation in economics: Six points of view*. doi:10.1017/S1478061500002656
- Thaler, R. et Sunstein, C. (2008). *Nudge: Improving decisions about health, wealth, and happiness. Nudge: Improving decisions about health, wealth, and happiness*. doi:10.1007/s10602-008-9056-2
- Thomas-Walters, L. et J Raihani, N. (2016). Supporting Conservation: The Roles of Flagship Species and Identifiable Victims. *Conservation Letters*, 00(0), 1-7. doi:10.1111/conl.12319
- Toman, M. (1994). Economics and "sustainability": balancing trade-offs and imperatives. *Land economics*. Repéré à <http://www.jstor.org/stable/3146637>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. et Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecol Lett*, 8(8), 857-874. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x
- Underwood, J. G. (2011). Combining landscape-level conservation planning and biodiversity offset programs: A case study. *Environmental Management*, 47(1), 121-129. doi:10.1007/s00267-010-9589-9
- Vaissière, A.-C. et Levrel, H. (2015). Biodiversity offset markets: What are they really? An empirical approach to wetland mitigation banking. *Ecological Economics*, 110, 81-88. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.01.002
- Vaissière, A.-C., Tardieu, L., Quétier, F. et Roussel, S. (2018a). Preferences for biodiversity offset contracts on arable land: a choice experiment study with farmers. *European Review of Agricultural Economics*, 3, 1-25. doi:10.1093/erae/jby006
- Vaissière, A.-C., Tardieu, L., Quétier, F. et Roussel, S. (2018b). Preferences for biodiversity offset contracts on arable land: a choice experiment study with farmers. *European Review of Agricultural Economics*, (May), 1-30. doi:10.1093/erae/jby006
- Viardot, É. (1993). L'intégration des contraintes de l'environnement naturel dans les choix stratégiques des grandes entreprises chimiques. Repéré à <http://www.theses.fr/1993NICE0013>
- Villarroya, A., Barros, A. C. et Kiesecker, J. (2014). Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America. *PLoS ONE*, 9(9). doi:10.1371/journal.pone.0107144
- Walpole, M., Almond, R. et Besançon, C. (2009). Tracking progress toward the 2010 biodiversity target and beyond. *Science*. Repéré à <http://www.sciencemag.org/content/325/5947/1503.short>
- Wiss, J., Andersson, D., Slovic, P., Västfjäll, D. et Tinghög, G. (2015). The influence of

identifiability and singularity in moral decision making. *Judgment and Decision Making*, 10(5), 492-502.

Wu, H. et Mweemba, L. (2010). Environmental self-efficacy, attitude and behavior among small scale farmers in Zambia. *Environment, Development and Sustainability*, 12(5), 727-744. doi:10.1007/s10668-009-9221-4

Zaval, L., Markowitz, E. M. et Weber, E. U. (2015). How Will I Be Remembered? Conserving the Environment for the Sake of One's Legacy. *Psychological Science*, 26(2), 231-236. doi:10.1177/0956797614561266

Zedler, J. B. et Kercher, S. (2005). WETLAND RESOURCES: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1), 39-74. doi:10.1146/annurev.energy.30.050504.144248

Annexe : Survey instrument [Translated from French]

[For ease of exposition, we highlight in bold the changes across treatments]

Treatment 1 (No identification, one third of the farmer population)

An accident that occurred on a construction site of the municipality destroyed **30 plants of various rare species** on the national red list of plants to be protected. In order to restore this damage, voluntary farmers could participate to a fertilizers reduction program in favour of green manure/leguminous to recreate a favourable environment for **these species**. Each farmer could commit with a monetary reward of 300€/ha/year.

Treatment 2 (Intermediate identification, one third of the farmer population)

An accident that occurred on a construction site of the municipality destroyed **30 plants of Garidelle, a rare species** on the national red list of plants to be protected. In order to restore this damage, voluntary farmers could participate to a fertilizers reduction program in favour of green manure/leguminous to recreate a favourable environment for **Garidelle**. Each farmer could commit with a monetary reward of 300€/ha/year.

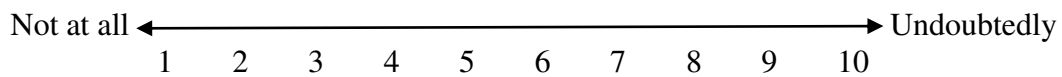
Treatment 3 (High identification, one third of the farmer population)

An accident that occurred on a construction site of the municipality destroyed **1 plant of Garidelle (*Nigella nigellastrum*), a rare species** on the national red list of plants to be protected. In order to restore this damage, voluntary farmers could participate to a fertilizers reduction program in favour of green manure/leguminous to recreate a favourable environment for **Garidelle**. Each farmer could commit with a monetary reward of 300€/ha/year.



Flower of Nigella nigellastrum

1/ If you were actually asked to participate to this program, would you do it? (Please circle a number between 1 and 10)



2/ Considering that the minimum commitment period would be 3 years, for how long would you commit to adopt these practices? (Please choose the answer that is applicable to you)

- | | | | | | | | | | | | | | |
|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|------------|
| 3 years | 4 years | 5 years | 6 years | 7 years | 8 years | 9 years | 10 years | 11 years | 12 years | 13 years | 14 years | 15 years | + 15 years |
|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|------------|

Information about your farm

<p>What is the main production of the farm? (only 1 answer)</p> <p><input type="checkbox"/> Cereals <input type="checkbox"/> Fruit growing</p> <p><input type="checkbox"/> Viticulture <input type="checkbox"/> Livestock production</p> <p><input type="checkbox"/> Vegetable production <input type="checkbox"/> Fodder production</p> <p><input type="checkbox"/> Other: _____</p>	<p>How do you manage your farm? (only 1 answer)</p> <p><input type="checkbox"/> Conventional <input type="checkbox"/> Organic</p> <p><input type="checkbox"/> Conservation agriculture</p> <p><input type="checkbox"/> Other: _____</p>
---	--

Information about you

Gender : <input type="checkbox"/> F <input type="checkbox"/> M	Year of birth : _____
<p>Level of education?</p> <p><input type="checkbox"/> Primary school <input type="checkbox"/> Secondary school (first stage)</p> <p><input type="checkbox"/> Secondary school (second stage) <input type="checkbox"/> University / High school</p>	

3. Farmers participation in conservation programs for the sake of legacy: A quasi-experimental survey

Gilles Grolleau ^{a,b*}, Naoufel Mzoughi ^c, Claude Napoleone ^c, Claire Pellegrin ^c

^a Univ. Bourgogne Franche-Comté, Burgundy School of Business-CEREN, France

^b CEE-M, Montpellier SupAgro, INRA, CNRS, Univ. Montpellier, France

^c Ecodeveloppement, INRA, 84000 Avignon, France

*corresponding author

Abstract

Recent behavioural findings suggest that individuals may have a more pro-social behavior if they think about how they will be remembered, that is, for the sake of one's legacy. We examine the relevance of such legacy effect in the context of farmers' participation in conservation programs. We use survey data among 328 French farmers in a between design with three treatments. Our findings are twofold: first, inducing a legacy state (treatment 3) slightly increases farmers' willingness to participate (and commitment period), compared to the situation where they are not asked to think about their legacy (treatment 1), but a similar result is found when respondents are asked to think about a control item (treatment 2). Second, when considering first-generation farmers, as opposed to those whose parents are also farmers, the legacy effect is found to be significant, compared to both the control and no-question treatments.

Key-words: Behavior; conservation programs; farmers; legacy.

JEL numbers: Q19, Q57.

Introduction

Recent behavioural findings (e.g. Wade-Benzoni et al., 2010, 2012; Zaval et al., 2015; Vandenberg and Raimi, 2015) suggest that individuals may behave pro-socially for the sake of one's legacy. In a series of experiments, the previous authors show that when individuals are asked to think about how they will be remembered by future generations, their likelihood to preserve the environment (e.g. donations to environmental charities) increases, compared to a situation where they are not primed with a legacy motive. In other words, people are motivated to leave a positive legacy, which is likely to positively impact their present attitudes and behaviors towards environmental issues. Leaving a legacy offers a symbolic immortality, by extending the self beyond the limit of the living existence (Fox et al., 2010).²²

In this paper, we examine the relevance of the legacy effect among farmers with regards to their environmental attitudes. Farmers are frequently described as stewards of the environment and are frequently solicited by the society to protect the environment, for the well-being of the current and future generations. Consequently, leaving a positive legacy in this specific domain can make sense for them. Moreover, despite several monetary-based initiatives based on a traditional cost-benefit analysis, encouraging farmers to participate in conservation programs and maintain their commitment is still an important issue in many countries. Using a quasi-experimental survey among 328 French farmers with a between design, we test the hypothesis that *priming farmers with a legacy motive can enhance their participation (and commitment period) to an environmental conservation program*. Unlike most studies that used either students or AMT²³ workers in domains unrelated to their professional life, our paper is the first one to investigate the effect of a legacy manipulation among professionals in a domain related to their main activity, *i.e.*, farming. Moreover, unlike previous literature (e.g. Zaval et al., 2015) which examined the effect of the legacy priming compared to a situation without priming, we add another treatment in which farmers are asked to think about something else, something which is more neutral but also realistic and interesting for our sample, namely to describe the current quality of their soils.

²² The legacy is highly related to the concept of generativity, that is, is the concern for future generations. Interestingly, Urien and Kilbourne (2011) showed that high generativity predicted eco-friendly intentions and environmentally responsible behaviours among samples of French and American participants. However, the authors argue that the legacy motive can be less effective in increasing environmental awareness when the individual's self-enhancement is high while generativity is low. Despite its interest, the interplay between the legacy, generativity and self-enhancement concepts goes beyond the scope of this paper.

²³ Amazon Mechanical Turk (<https://www.mturk.com/>).

We also investigate whether first-generation farmers exhibit different patterns compared to generational or multi-generation farmers. Nevertheless, we do not predict that whether a category is more concerned about its own legacy than the other, although legacy issues may seem more salient to generational farmers than to someone who is a first generation farmer because the former has seen firsthand how earlier farmers are remembered. Generational farmers may be influenced by the identity and legacy left by previous generations (e.g., managing a productivist farm or maintaining a great vineyard) while first-generation farmers can be more amenable to base their possible legacy on environmental achievements (see Bang et al., 2017). Indeed, in farms that have been handed from father to son for several generations, the legacy concerns are more likely to be related to non-environmental issues, especially from the farmer family and farmer community viewpoint. Conversely, first-generation farmers are more likely to be environmentally conscious and to devote attention and interest to environmental issues, maybe because of their personal values, education or social contexts. For instance, Dewey (2017) reports that (i) the growing number of young Americans who are leaving desk jobs to farm activities did not grow up in agricultural families, and, (ii) according to a survey conducted by the National Young Farmers Coalition,²⁴ the majority of these young farmers are ‘far more likely than the general farming population to grow organically, limit pesticide and fertilizer use, diversify their crops or animals, and be deeply involved in their local food systems’. Interestingly, there was a noticeable trend in Zaval et al.’s (2015, Supplementary material) data as well for the legacy prime to be more effective in increasing donations among young, non-parent participants compared to parents. Similarly, the first-generation farmers in our sample perhaps have not yet thought much about their personal legacy before being asked to do so in our study, and it means something different to them because of their more pronounced environmental concerns since it is not concrete and tied to non-environmental themes as it is for multi-generational farmers.

The remainder of the paper is the following: the next section is devoted to data and methods. In Section 3, we present the main results and discuss them. Section 4 concludes and provides implications.

²⁴ <http://www.youngfarmers.org/survey2017/>

Methods

In June 2017, we conducted a mail quasi-experimental survey using hypothetical questions among the whole population of farmers located in the French Vaucluse area (4423 individuals). A quasi-experimental survey allows us to control how the considered program is presented and engage farmers in a realistic scenario, and, reduces the experimenter demand effects (Orne, 1962). Regarding the use of hypothetical questions, Thaler (1987) argues that it not only convenient, but also fast and inexpensive. Moreover, our study is non-incentivized and allows us to use a larger sample. We concur with several authors arguing that such surveys can provide reliable evidence, notably from a qualitative viewpoint (Camerer and Hogarth 1999; Rubinstein, 2001; Read, 2005; Thaler, 2015). To make justice to this issue and avoid a biased perspective, we admit that hypothetical questions can raise legitimate concerns such as facilitating a social desirability bias and not eliciting accurate preferences (e.g., Charness et al., 2013; Hertwig and Ortmann, 2001).

All farmers received the description of a hypothetical environmental program (see Appendix 1). Explaining that a building infrastructure caused ecological damages, surveyed farmers were asked to mitigate this environmental loss by establishing ecological corridors on their farms and receiving a monetary reward equivalent to the one that farmers of a nearby region received for their participation in an ecological mitigation scheme (300€ per year and per ha dedicated to the program). Participants had to indicate their willingness to participate in this program on a scale ranging between 1 (Not at all) to 10 (Definitely). They were also asked to indicate the duration of commitment in the program they would make between 0 year to more than 15 years by 1-year increment. The considered environmental program was inspired by the French ecological mitigation policy, which legally requires from developers to avoid, reduce and mitigate as much as possible environmental damages. Ecological mitigation schemes present the advantage to be relatively unknown by farmers which permits to control the level of information they had on the scheme. In Vaucluse, while the natural and agricultural areas represent 85% of the total area, the expected urban growth (Arrighi and Samyn, 2016) should induce in the future a need of ecological mitigation that could be filled by local farmers.

In order to test the legacy motive, we used a between design. Formally, we divided the whole sample into three groups, corresponding to three different treatments (Table 1). In the treatment 1 (T1 – no question), the above-described environmental program was directly presented to farmers without a legacy priming. In the treatment 2 (T2 – neutral question), a neutral question

was presented before the program: farmers were asked to describe in three words their soils' quality. In T2, most mentioned words (about 70%) are related to the technical properties of the farm soils. In the treatment 3 (T3 – priming a legacy motive), farmers were asked to describe in three words how they want to be remembered by next generations. In T3, most mentioned words are either related to the environment (about 43%) or to individual qualities (e.g., being courageous or honest), notably related to the farming profession (about 37%). The same kind of inducing legacy motives question have been tested by Zaval et al. (2015) and they found convincing support of its capacity to enhance legacy concerns. One participant was involved only in one single treatment and farmers were randomly assigned to the treatments.

Table 1: Summary of the three treatments

Treatment 1	Treatment 2	Treatment 3
No question	“How would you describe, in three words, the quality of soils in your farm?” ²⁵	“How would you like to be remembered, as a farmer, by next generations, in three words?”

A pre-test of the questionnaire has been achieved among some experts and a sample of 9 farmers who were not solicited in the end-survey. A total of 328 farmers answered the survey (7.4%). Although it is relatively low, the response rate is acceptable given that farmers were solicited during the harvesting time. Moreover, previous studies reported that French farmers are more reluctant to reply to surveys compared to other countries (e.g. Mzoughi, 2014). Respondents have the following characteristics: 74% are men, their average age is 52 years. Most farms are specialized in viticulture (54%), fruit-growing (12%), vegetable production (10%), and cereals (5%). Their farm average size is 18 ha. 28.4% of the participants are organic farmers, whereas 62.2% are conventional farmers (9.4% didn't answer to the question).

²⁵ A colleague suggested that T2 can also be considered as an environmental prime. Given that about 70% of mentioned terms were related to technical properties of soils and only 12% to the environment, the probability of an environmental prime seems remote, but we cannot completely rule out this interpretation.

Results

The mean of individuals’ responses by treatment are presented in Table 2. Given that the responses are not normally distributed, we applied a Kruskal-Wallis ranksum test. Even if slight variations can be observed, the test shows that farmers did not react differently to the treatments for both the level of support (p-value = 0.4113) and commitment duration (p-value = 0.6204). Notwithstanding, although farmers’ support to the considered program and commitment period tend to increase compared to the control treatment, these findings could suggest that priming with legacy is not effective since the presence of a neutral question leads to similar (and even higher) results.

Table 2. Mean responses by treatment (N=328)

Treatment	Level of support	Duration
T1 (no question)	5.59596	6.777778
T2 (neutral question)	6.364706	8.776471
T3 (Legacy motive)	6.148936	7.691489

However, taking into account individuals’ heterogeneity in an ordered probit regression shows that priming (both the legacy and neutral one) matters regarding the program support (Table 3). Controlling for farmers’ age, gender, education level, main activity (vegetables production, fruit-growing, viticulture, and cereals), production type (organic versus conventional), and parents’ profession (farmers or not), we found that respondents in treatment T2 and T3 were likely to report significantly higher levels of support, compared to those assigned to treatment T1. Nevertheless, given that both T2 and T3 are significant, we cannot conclude that the detected effect is due to legacy concerns. Regarding control variables, our estimation results show that organic farmers are more likely to report higher levels of support for the environmental program, compared to conventional ones. However, respondents whose parents were farmers are less likely to support the program, compared to first-generation farmers.

Table 3. Ordered Probit estimates (Dependent variable: support level for the environmental program)

Variables	Coefficients and significance
T3 (Legacy Motive)	.3186442*
T2 (Soil Quality)	.3772743**
Age (= 1 if more than 40 years old)	.1512937
Gender (=1 if male)	-.1092935
Organic (=1 if true)	.5798168***
Education (=1 if high educated)	.1723148
Fruit growing (=1 if true)	-.0421078
Vegetables production (=1 if true)	.415816
Viticulture (=1 if true)	-.2878344
Cereals (=1 if true)	-.095221
Parents (=1 if parents' participant were farmers)	-.4745816**
Pseudo R ²	0.0563
Log pseudo-likelihood	-501.39922
Number of observations	254 ^(a)

(*), (**) and (***) stand for significance at the 10, 5 and 1% level, respectively; (a): 74 surveys were removed when participants did not answer to at least one of the variables described above.

Our results are consistent with those of Zaval et al. (2015) who found that the environmental concern and action were enhanced by the legacy motive priming, but their design did not use a neutral question. Our results could be explained by the fact that the activation of a legacy motive could have enhanced among our participants their aspiration to leave a positive legacy (Hunter and Rowles, 2005; Newton et al., 2014) and to pass their own values. For example, Vess and Arndt (2008) showed that increasing mortality awareness reduced concern for the environment of participants whose self-esteem was not linked to environmental domain, but promoted environmental concern among participants who do acquire self-esteem from environmental actions. Consequently, if farmers' values are not linked with environmental issues but with the idea, for example, to leave an autonomous and profitable farm, their environment concern will not be enhanced.

Interestingly, unlike the whole sample, the legacy effect turns to be significant with regards to the program support when considering the sub-sample of first-generation farmers, that is,

respondents whose parents were not farmers (Table 4). For this sub-sample, the control question about the soil quality is no longer significant. However, when considering the sub-sample of respondents whose parents were also farmers, only T2 is significant. These findings are consistent with the argument of Bang et al. (2017) that first-generation farmers may be more likely to consider their legacy in terms of environmental achievements (see also the trend in Zaval et al., 2015, Supplemental material). Finally, similarly to the whole sample, our estimation shows that being organic increases the probability to report higher levels of support for the environmental program.

Table 4. Ordered Probit estimates (Dependent variable: support level for the environmental program for multi-generation farmers and first-generation farmers)

Variables	Coefficients and significance for multi-generations farmers	Coefficients and significance for first-generation farmers
T3 (Legacy Motive)	.2561404	.504066 *
T2 (Soil Quality)	.3526696 *	.4796589
Age (= 1 if more than 40 years old)	.1568876	.1142249
Gender (=1 if male)	-.1990092	.0296618
Organic (=1 if true)	.5137888 **	.7284347 ***
Education (=1 if high educated)	.1475212	.2521445
Fruit growing (=1 if true)	-.1099912	.1538793
Vegetables production (=1 if true)	.3151187	.5776288
Viticulture (=1 if true)	-.3393125	-.2335164
Cereals (=1 if true)	-.1434842	-.1668572
Pseudo R ²	0.0295	0.0573
Log pseudo-likelihood	-342.38576	-156.52234
Number of observations	167	87

(*), (**) and (***) stand for significance at the 10, 5 and 1% level, respectively.

Conclusion

Based on a recent behavioural literature about the legacy motive and its potential to increase environmental concern and green behaviours, we investigated the possibility to apply it to farmers in order to increase their participation in an environmental program. Using a mail quasi-experimental survey in the French Vaucluse area with a between design, we found that the legacy motive priming does not seem to affect the levels of support for the implementation of ecological mitigation measures and expected contract duration. Nevertheless, we found a significant effect of the legacy motive priming for first-generation farmers. Our findings suggest that legacy motives can affect differently various groups of farmers, according to their individual characteristics that need to be better identified. Rather than adopting a one-size-fits-all approach, it makes sense to achieve pilot studies to better understand how subsamples of a given population react to legacy priming.

To go further, it could be interesting to replicate this test with another control question in order to confirm its neutrality. Indeed, describing the quality of one's soil may have inadvertently put surveyed farmers in the perspective of an environmental prime. Even if this point is exact, it could indicate that environmental priming can be as effective as legacy priming among some subgroups of farmers, reinforcing the importance of better tailoring policy interventions. Furthermore, we choose to conduct a non-incentive experiment, meaning that participants' answers did not have any financial implications. Even if such experiments have been proved by eminent scholars (e.g. Thaler, 2015) to provide reliable information, reproducing this test with a financial incentive could be interesting. Our study constitutes a vibrant call to better examine how legacy concerns affect farmers' choices, but also how these concerns can be harnessed to reach socially desirable goals. A preliminary step in this direction has been provided in Vandenberg and Raimi (2015) where they discuss innovative policies that leverage legacy concerns, e.g., by using a 'private legacy registry designed to record individuals' responses to climate change in ways that will not only be disclosed today, but will also be easily accessible for many generations'.

References

- Arrighi, J.-J., Samyn, S. 2016. Rapport Foncier INSEE Analyse PACA n°40. Available at : <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2501732#documentation> (Accessed May 07, 2018).
- Bang, H.M., Zhou Koval, C., Wade-Benzoni, K.A. 2017. It's the thought that counts over time: The interplay of intent, outcome, stewardship, and legacy motivations in intergenerational reciprocity. *Journal of Experimental Social Psychology* 73, 197–210.
- Camerer, C., Hogarth, R. 1999. The effect of financial incentives in experiments: A review and capital-labor production framework. *Journal of Risk and Uncertainty* 19 (1-3), 7–42.
- Charness, G., Gneezy, U., Imas, A. 2013. Experimental methods: Eliciting risk preferences. *Journal of Economic Behavior and Organization* 87, 43–51.
- Dewey, C. 2017. A growing number of young Americans are leaving desk jobs to farm. *The Washington Post* (November, 23).
- Fox, M., Tost, L.P., Wade-Benzoni, K.A. 2010. The legacy motive: A catalyst for sustainable decision making in organizations. *Business Ethics Quarterly* 20, 153–185.
- Hertwig, R., Ortmann, A. 2001. Experimental practices in economics: A challenge for psychologists? *Behavioral and Brain Sciences* 24 (4), 383–451.
- Hunter, E.G., Rowles, G.D. 2005. Leaving a legacy: Toward a typology. *Journal of Aging Studies* 19, 327–347.
- Mzoughi, N. 2014. Do organic farmers feel happier than conventional ones? An exploratory analysis. *Ecological Economics* 103, 38–43.
- Newton, N.J., Herr, J.M., Pollack, J.I., McAdams, D.P. 2014. Selfless or selfish? Generativity and narcissism as components of legacy. *Journal of Adult Development* 21, 59–68.
- Orne, M.T. 1962. On the social psychology of the psychological experiment: With particular reference to demand characteristics and their implications. *American Psychologist* 17, 776–783.
- Read, D. 2005. Monetary incentives, what are they good for? *Journal of Economic Methodology* 12: 265–276.
- Rubinstein, A. 2001. A theorist's view of experiments. *European Economic Review* 45: 615–628.
- Thaler, R. 1987. The psychology of choice and the assumptions of economics, Laboratory experimentation in economics: Six points of view. <https://doi.org/10.1017/S1478061500002656> (Accessed May 07, 2018).
- Thaler, R. 2015, *Misbehaving: The Making of Behavioral Economics*, W.W. Norton Company.
- Urien, B., Kilbourne, W. 2011. Generativity and self-enhancement values in eco-friendly behavioral intentions and environmentally responsible consumption behavior. *Psychology and Marketing* 28, 69–90.
- Vandenbergh, M.P., Raimi, K.T. 2015. Climate change: Leveraging legacy. *Ecology Law Quarterly* 42 (1): 139–170.
- Vess, M., Arndt, J. 2008. The nature of death and the death of nature: The impact of mortality salience on environmental concern. *Journal of Research in Personality* 42, 1376–1380.
- Wade-Benzoni, K.A., Sondak, H., Galinsky, A.D. 2010. Leaving a legacy: Intergenerational allocations of benefits and burdens. *Business Ethics Quarterly* 20 (1): 7–34.

Wade-Benzoni, K.A., Tost, L.P., Hernandez, M., Larrick, R.P. 2012. It's only a matter of time: Death, legacies, and intergenerational decisions. *Psychological Science* 23 (7): 704–709.

Zaval, L., Markowitz, E.M., Weber, E.U. 2015. How will I be remembered? Conserving the environment for the sake of one's legacy. *Psychological Science* 26, 231–236.

Annexe : Survey instrument [Translated from French]

Treatment 1 (No question)

Treatment 2 (Neutral question)

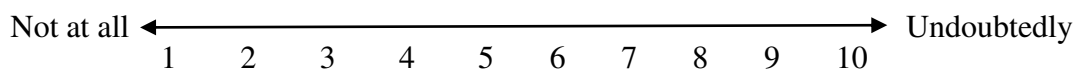
How would you describe, in three words, the quality of your soils in your farm?

Treatment 3 (Legacy question)

How would you like to be remembered, as farmer, by next generations, in three words?

The construction of infrastructures can degrade the environment. In order to mitigate this degradation, farmers could elect to follow environmental practices on their farm by implementing ecological corridors such as grasslands, hedges, or grass strips ... on 10% of their farmland in exchange for a reward of 300€/year per hectare that is dedicated to these practices.

1/ If you were actually asked to participate to this program, would you do it? (Please circle a number between 1 and 10)



2/ Considering that the minimum commitment period would be 3 years, for how long would you commit to adopt these practices? (Please choose the answer that is applicable to you)

- 3 years | 4 years | 5 years | 6 years | 7 years | 8 years | 9 years | 10 years | 11 years | 12 years | 13 years | 14 years | 15 years | + 15 years

Information about your farm

<p>What is the main production of the farm? (only 1 answer)</p> <p><input type="checkbox"/> Cereals <input type="checkbox"/> Fruit growing</p> <p><input type="checkbox"/> Viticulture <input type="checkbox"/> Livestock production</p> <p><input type="checkbox"/> Vegetable production <input type="checkbox"/> Fodder production</p> <p><input type="checkbox"/> Other: _____</p>	<p>How do you manage your farm? (only 1 answer)</p> <p><input type="checkbox"/> Conventional <input type="checkbox"/> Organic</p> <p><input type="checkbox"/> Conservation agriculture</p> <p><input type="checkbox"/> Other: _____</p>
--	--

Information about you

<p>Gender : <input type="checkbox"/> F <input type="checkbox"/> M</p>	<p>Year of birth : _____</p>
<p>Level of education: <input type="checkbox"/> Primary school <input type="checkbox"/> Secondary school (first stage)</p> <p> <input type="checkbox"/> Secondary school (second stage) <input type="checkbox"/> University / High school</p>	

4. Conclusion

Notre étude basée sur une enquête postale auprès d'agriculteurs des deux terrains d'étude, a évalué différents éléments de calibrage de la compensation susceptible d'inciter les agriculteurs à mettre en place un changement de pratiques dans la cadre de la compensation écologique de nature ordinaire. Nous avons évalué deux biais cognitifs reconnus dans d'autres cadres que les politiques environnementales destinées aux agriculteurs : l'effet de la victime identifiée et l'effet héritage.

Le premier étant reconnu dans la littérature en particulier au cours de campagnes de donations à destinations de victimes humaines, fait le constat qu'une victime plus identifiée et individualisée recevra plus de soutien qu'un grand nombre de victimes anonymes (Jenni et Loewenstein, 1997). Nous l'avons testé auprès d'agriculteurs dans le cadre de la compensation écologique pour des pertes écologiques végétales, avec une identification croissante des victimes (de plusieurs plantes de plusieurs espèces végétales non nommées à 1 plant d'une espèce végétale identifiée par une photographie). Nous avons souhaité évaluer si l'effet de la victime identifiée était susceptible augmenter l'adhésion des agriculteurs pour une politique de compensation écologique. Nos résultats montrent qu'il n'y a pas d'intérêt préférentiel significatif pour les victimes-plantes identifiées. Ils tendraient même à suggérer que l'identification des plantes réduirait le soutien des agriculteurs pour la mesure de compensation. Ces résultats présentent un intérêt de manière générale pour les politiques de conservation de l'environnement qui tendent à définir des actions destinées à protéger des espèces spécifiques. A contrario, concernant la compensation écologique de la nature ordinaire, l'augmentation de l'intérêt des agriculteurs pour des programmes visant à protéger des plantes moins spécifiquement identifiées nous conduit toutefois à supposer que participer à la protection d'une nature ordinaire, plus générale serait susceptible de recueillir leur adhésion.

L'utilisation de la motivation à laisser un héritage positif comme moteur de mise en place de comportements pro-environnementaux est relativement novateur dans l'économie comportementale. Si des travaux font l'hypothèse qu'amorcer la discussion sur l'idée de l'héritage laissé aux générations futures augmenterait les actions visant à protéger la nature (Zaval et al., 2015), notre enquête montre que les agriculteurs ne sont pas sensiblement plus enclins à participer à une offre de compensation après une amorce sur leur legs. Cependant, notre enquête permet de montrer que l'effet de cette amorce n'est pas le même selon les individus. Dans le cas des agriculteurs issus de famille d'agriculteurs, l'idée de l'héritage

n'induit pas une augmentation du niveau d'intérêt pour la compensation écologique. Par contre, les agriculteurs ne venant pas de famille d'agriculteurs semblent sensibles à l'effet d'amorce sur l'héritage. Cette expérience permet de souligner que les incitations (ou nudges) n'ont pas forcément un effet homogène sur tous les individus et qu'une utilisation mal comprise dans des politiques peut induire une sélection involontaire de la population.

Enfin cette enquête a permis de mettre en évidence, quels que soient les traitements appliqués, que les agriculteurs conventionnels participeraient significativement moins aux politiques environnementales proposées que les agriculteurs bios. Or, réaliser des mesures de compensation chez des agriculteurs bios plutôt que conventionnels génère un gain écologique moins important. En considérant que la relation entre le niveau de services écosystémiques et la valeur du milieu est linéaire (Roach et Wade, 2006) et que l'efficacité marginale des actions est décroissante, en particulier si des efforts substantiels ont déjà été consentis (Viardot, 1993), on peut alors supposer que le potentiel de plus-value écologique sera plus important pour les exploitations les plus intensives par rapport à celles qui sont d'ores et déjà plus respectueuses de l'environnement (Tscharntke et al., 2005). Le chapitre suivant s'attachera donc à évaluer l'impact de ces différences d'intérêts entre agriculteurs sur la réalisation territoriale de la politique de compensation écologique de nature ordinaire.

Chapitre 3 :

Evaluation de la faisabilité d'une urbanisation limitée à la nature
ordinaire – Seuils et échelles de mise en œuvre

Chapitre 3 : Evaluation de la faisabilité d'une urbanisation limitée à la nature ordinaire – Seuils et échelles de mise en œuvre

Claire Pellegrin^{1*}, Claude Napoléone¹

¹ Inra, UR0767 Écodéveloppement, Avignon, France

*auteur correspondant : claire.pellegrin@inra.fr

Résumé

Partant du constat d'inégalité territoriale en termes de stock de ressources et d'offre potentielle de compensation agricole, ce travail a pour objectif d'apprécier la faisabilité spatiale d'une compensation systématique des destructions de la nature, en se focalisant sur la nature ordinaire. Nous avons pris en compte les pressions anthropiques et les niveaux "d'ordinarité" de la nature, et évalué différentes échelles de mise en œuvre de la compensation pour estimer la faisabilité de l'objectif de « zéro perte nette de biodiversité ». Une application empirique de notre proposition a été réalisée sur trois régions françaises (Centre Val de Loire, Champagne Ardennes et Provence-Alpes-Côte d'Azur).

Il en résulte que dans les régions présentant des stocks de nature ordinaire importants, un développement urbain évitant systématiquement les espaces de nature remarquables est possible et que la compensation des pertes écologiques en nature ordinaire pouvait en très grande majorité se réaliser au sein de la commune où s'est produite la destruction. En revanche, dans les régions où les stocks de nature ordinaire sont restreints et la pression urbaine importante, l'atteinte de l'objectif de « zéro perte nette de biodiversité » est contrainte par des effets seuils et ce, quelle que soit l'échelle de mise en œuvre de la compensation. Nous en concluons à la nécessité d'arbitrages politiques différenciés selon les situations géographiques.

1. Introduction

La communauté scientifique s'accorde sur la responsabilité de l'homme dans les menaces actuelles pesant sur la biodiversité (Pimm et al., 1995) et la forte érosion de la biodiversité mondiale met en lumière les limites biophysiques de renouvellement du capital naturel (espèces, paysages, services écosystémiques...) (Meadows et al., 1972). Pour enrayer ce phénomène, les Etats et la communauté internationale ont mis en œuvre des dispositifs de compensation environnementale (voir Bonneuil, 2015 pour une description plus complète) au sein desquels la séquence : « Éviter, Réduire, Compenser » (ERC) a pour objectif d'atteindre « zéro perte nette de biodiversité » (Gardner et al., 2013 ; McKenney et Kiesecker, 2010 ; Quétier et Lavorel, 2011). La séquence ERC s'applique, en France, aux projets nécessitant une autorisation administrative. Dans ce cadre, la réalisation d'un projet d'aménagement est conditionnée à : 1/ un évitement (ne pas réaliser le projet ou le réaliser ailleurs, dès lors que c'est possible) et 2/ une réduction préalable des impacts environnementaux (quand l'évitement est impossible). Dans le cas où des impacts résiduels n'ont pu être évités/réduits, les aménageurs doivent alors proposer 3/ des mesures de compensation écologique permettant de produire des gains de biodiversité équivalents en qualité et quantité aux pertes résiduelles du projet.

Néanmoins, malgré une volonté politique manifeste (Convention on Biological Diversity, 2010), les écosystèmes continuent de se dégrader à la fois à l'intérieur et à l'extérieur des espaces de protection (Laurance et al., 2012) et l'objectif de restauration de la biodiversité et des services écosystémiques détruits est rarement atteint (Benayas et al., 2009; Maron et al., 2012; Zedler et Kercher, 2005). Pour améliorer la séquence ERC, un ensemble de pratiques a été proposé (BenDor et al., 2008; BBOP, 2012 ; Canter et Ross, 2010), notamment en anticipant et planifiant la séquence à une échelle paysagère ou territoriale (Kiesecker et al., 2010). Une approche à large échelle doit, en effet, permettre de prendre en compte de façon plus précise les dynamiques écologiques et favoriser une planification stratégique et proactive de la compensation (Kareksela et al., 2013; Kennedy et al., 2016; Kujala et al., 2015; McKenney et Kiesecker, 2010; Regnery et al., 2013), offrant ainsi la possibilité de maximiser l'évitement des habitats critiques (Clare et al., 2011) et de prendre en compte l'effet d'accumulation des impacts à l'échelle du paysage (Canter et Ross, 2010 ; Kiesecker et al., 2010). Dans cette perspective, les approches de planification territoriale de la séquence ERC, inspirées des méthodes développées par les sciences de la conservation, concentrent leurs efforts sur la conception spatiale de réseaux de réserves et leur expansion (Tallis et al., 2015). En règle générale, la délimitation des espaces de biodiversité à conserver est établie en considérant, à la fois, la

présence d'espèces protégées et la proportion de présence des populations (Langhammer et al., 2007; Ricketts et al., 2005). Ces approches ont été proposées comme méthodes pour identifier et caractériser les espaces présentant des niveaux de biodiversité élevée où le développement devrait être évité au maximum (Bekessy et al., 2012 ; IFC, 2012 ; Kareksela et al., 2013).

L'intégration des aspects spatiaux, comme la connectivité entre les espaces naturels, a donné des indications importantes sur le potentiel de compensation attaché aux différentes formes de biodiversité. Ainsi Drechsler et Hartig, (2011) ont montré que la compensation écologique était appropriée uniquement pour un certain type d'espèces : les espèces généralistes capables de se déplacer à de larges échelles alors que le risque d'échec est plus grand pour des espèces spécialistes qui présentent des exigences spécifiques en termes d'habitats. Toutefois, bien que les démarches de modélisation spatiales appliquées à la compensation prennent en considération la valeur écologique des milieux pour déterminer les zones dont la perte serait plus facilement compensable, elles restent focalisées soit sur des milieux rares et/ou des espèces protégées spécifiques (Kiesecker et al., 2009), soit des projets de développement particuliers, comme les parcs éoliens ou les installations solaires (Fargione et al., 2012; Kreitler et al., 2015). Elles ne permettent donc pas de prendre en compte les enjeux de développement du territoire dans son ensemble et de considérer son impact global sur la biodiversité (Connelly, 2011; Duinker et al., 2013). De plus, très peu visent à protéger et/ou compenser les pertes écologiques de nature ordinaire, malgré des chances de succès de compensation plus importantes (Pilgrim et al., 2013).

Partant du postulat que la mise en œuvre de mesures de compensations écologiques doit être conditionnée à leur faisabilité (Pilgrim et al., 2013), nous faisons l'hypothèse que concentrer l'effort de compensation sur la nature ordinaire augmenterait la probabilité d'atteindre l'objectif de zéro perte nette de biodiversité en réduisant les difficultés de restauration des milieux. A notre connaissance, il n'existe, pour l'instant, pas de méthode mettant en lumière les seuils de faisabilité dans la mise en œuvre de mesures de compensation généralisées à tous les milieux naturels et en particulier sur la nature ordinaire. Dans cette perspective, nous proposons une méthode d'évaluation de la mise en œuvre d'une compensation écologique étendue à l'ensemble des croissances urbaines. Nous illustrons notre approche par une étude empirique sur trois régions françaises, caractérisées par des milieux naturels et une organisation des usages des sols très différents (Centre-Val de Loire, Champagne-Ardenne et Provence-Alpes-Côte-D'azur). En prélude, une première spatialisation d'une urbanisation sans évitement des espaces remarquables permettra de visualiser des effets spatiaux et écologiques prévisibles d'un

développement non raisonné. Ensuite, afin d'évaluer la faisabilité d'une urbanisation conçue pour éviter les zones remarquables, nous proposons une spatialisation du développement urbain sur les milieux de nature ordinaire avec une compensation des pertes écologiques sur des espaces équivalents (ordinaires).

Par ailleurs, la mise en œuvre d'une compensation écologique de nature ordinaire dépend également de la capacité locale à offrir des gains écologiques suffisants pour combler les pertes. Or la distribution géographique de la nature ordinaire sur ces trois régions met tout d'abord en évidence l'hétérogénéité spatiale des stocks (voir Pellegrin et al., 2018.). En effet, si la nature ordinaire représente en Centre et Champagne-Ardenne, la grande majorité des surfaces régionales (respectivement 83% et 92%), elle est moins présente en PACA (16,7 % de la surface régionale). Par ailleurs, dans les trois régions d'étude, les zones de nature ordinaire sont majoritairement des espaces agricoles. De fait les agriculteurs sont susceptibles de devenir des acteurs centraux dans l'offre de compensation (Rega, 2013), les espaces agricoles représentant un large bassin de production de gains environnementaux potentiel. Or, comme l'intérêt des agriculteurs pour entrer dans le dispositif de compensation écologique est incertain (Vaissière et al., 2018b), la faisabilité d'une compensation des atteintes à la nature ordinaire pourrait être limitée par le niveau de l'offre. Dans cette perspective, nous savons que l'acceptabilité sociale des mesures de compensation écologique est un point focal d'efficacité. Par exemple, Burton et al. (2017) montrent que l'acceptabilité sociale de la compensation écologique réduit avec l'augmentation de la distance entre zone de compensation et zone d'impact. Or, plus l'aire potentielle de compensation est grande, plus le champ des possibilités est étendu. La question de l'échelle de la compensation est donc corrélative de sa faisabilité : d'un côté, considérant l'hétérogénéité des territoires en termes de nature des milieux et de pression urbaine, l'atteinte de zéro perte nette de biodiversité ne serait pas possible sur des aires potentielles de compensation restreintes. D'un autre côté, l'augmentation de la distance entre zone de compensation et zone d'impact génère une perte de légitimité des mesures. C'est pourquoi notre évaluation de la faisabilité de la mise en œuvre d'une compensation écologique de la nature ordinaire prendra en compte la part d'offre agricole susceptible d'être fournie à plusieurs échelles alternatives de mise en œuvre de la politique, afin de mettre en lumière la nature des arbitrages territoriaux à réaliser pour atteindre zéro perte nette de biodiversité.

L'article est organisé de la façon suivante : Dans une première partie est présentée la méthodologie que nous avons utilisée pour définir et spatialiser l'offre potentielle de compensation ainsi que le gain écologique prévisible, à partir des milieux naturels ordinaires.

Dans notre seconde partie, les résultats empiriques obtenus sur trois régions françaises sont exposés. Dans une dernière partie, nous discuterons nos résultats, en nous attachant notamment à mettre en évidence des effets de seuils susceptibles d'obérer la mise en œuvre d'une mesure de compensation en fonction des stocks locaux de nature ordinaire.

2. Méthode

Production d'informations spatialisées

Spatialisation de la nature ordinaire et qualification de la qualité des milieux qui la composent

Définir une nature ordinaire restaurable dans le cadre d'une mesure de compensation environnementale est un objectif complexe et insuffisamment renseigné dans la littérature pour disposer d'un indicateur robuste. En revanche, considérant notre finalité d'action publique à une échelle régionale, nous ne pouvons évaluer la biodiversité dans toute sa complexité, en tous lieux. Nous nous sommes donc basés sur les éléments les plus génériques de définition de la nature ordinaire. Elle peut se caractériser en trois critères :

- 1/ Elle est l'opposée de la nature remarquable, constituée de l'ensemble des espèces communes, non-menacées et non-protégées (Couvét et Vandeveldé, 2014) ;
- 2/ Elle a été structurée historiquement et fonctionnellement par les pressions anthropiques (Godet, 2010).
- 3/ Elle est composée de milieux présentant une faible complexité, dont les différents éléments constitutifs qui en assurent le fonctionnement interagissent faiblement les uns avec les autres (Pellegrin et al., s.d.). Ce troisième critère tendant plus particulièrement à s'assurer du caractère restaurable des espaces naturels sélectionnés.

En nous basant sur ces trois critères, nous avons délimité les espaces de nature ordinaire en utilisant des outils SIG (PostgreSQL, QGIS et ArcGIS). Les informations fournies par *Corine Land Cover* (CLC, 2012) nous ont permis de sélectionner les milieux dont le maintien à son état actuel dépend du niveau de pression anthropique à laquelle ils sont soumis (présenté en annexe 1, Tableau). Nous avons également distingué les milieux peu complexes, en nous basant sur l'hypothèse de Harris (2007) : nous avons considéré comme peu complexes les espaces ayant connu des changements d'usages du sol entre 2000 et 2012, à condition que les nouvelles occupations du sol soient non artificialisées. Aux différentes zones ainsi

sélectionnées, nous avons retiré les espaces porteurs de nature remarquable (les espaces protégés réglementairement à partir des informations géographiques fournies par CARMEN (Plateforme d'accès aux bases de données du ministère de l'environnement), (voir Tableau 2 en annexe 2).

Définition du besoin potentiel de compensation sur les trois territoires étudiés

Pour estimer les besoins de compensation écologique induits par l'artificialisation urbaine, nous avons établi des buffers (zones tampon) d'artificialisation autour des espaces urbanisés des villes, en nous basant sur l'accroissement démographique attendu. Nous avons estimé l'augmentation démographique prévisible de chaque commune entre 2012 et 2040 en croisant les estimations d'évolutions démographiques régionales à horizon 2040 produites par l'INSEE (Olivier, 2010) et la taille des populations communales en début de période. Puis, à partir de l'évolution de la population communale, nous avons estimé l'augmentation surfacique prévisible de chaque commune entre 2012 et 2040, en nous basant sur les observations de Pointereau et Coulon (2009) : chaque nouvel habitant consomme une surface différente selon la densité de la population actuelle dans la ville (pour discriminer les villes denses avec des immeubles, des villes résidentielles plus tournées vers les logements individuels), qui va de 100 m² à 1 800 m² - voir Tableau .

Tableau 1: Surface artificialisé par habitant en fonction de la densité de population

Population dans la commune en 2012	m ² consommés par nouvel habitant
Plus de 50 000 personnes	100 m ²
Entre 50 000 et 10 000 personnes	500 m ²
Entre 10 000 et 3 500 personnes	850 m ²
Moins de 3500	1800 m ²

Ces éléments nous ont permis de définir, pour chaque commune, la surface qui sera probablement artificialisée d'ici 2040. Afin de la spatialiser, nous avons alors positionné une zone tampon (buffer) autour des espaces déjà artificialisés de chaque ville, dont l'étendue correspond à la surface d'artificialisation nécessaire pour pourvoir aux besoins liés à l'accroissement de la population et limitée aux espaces de nature ordinaire (avec le concours d'un script R et en utilisant les packages RPostGres et sf). Nous avons appliqué cette méthode dans trois régions d'études porteuses d'enjeux environnementaux de types et de niveaux contrastés (Champagne-Ardenne, Centre et Provence-Alpes Côte d'Azur – voir Figure).

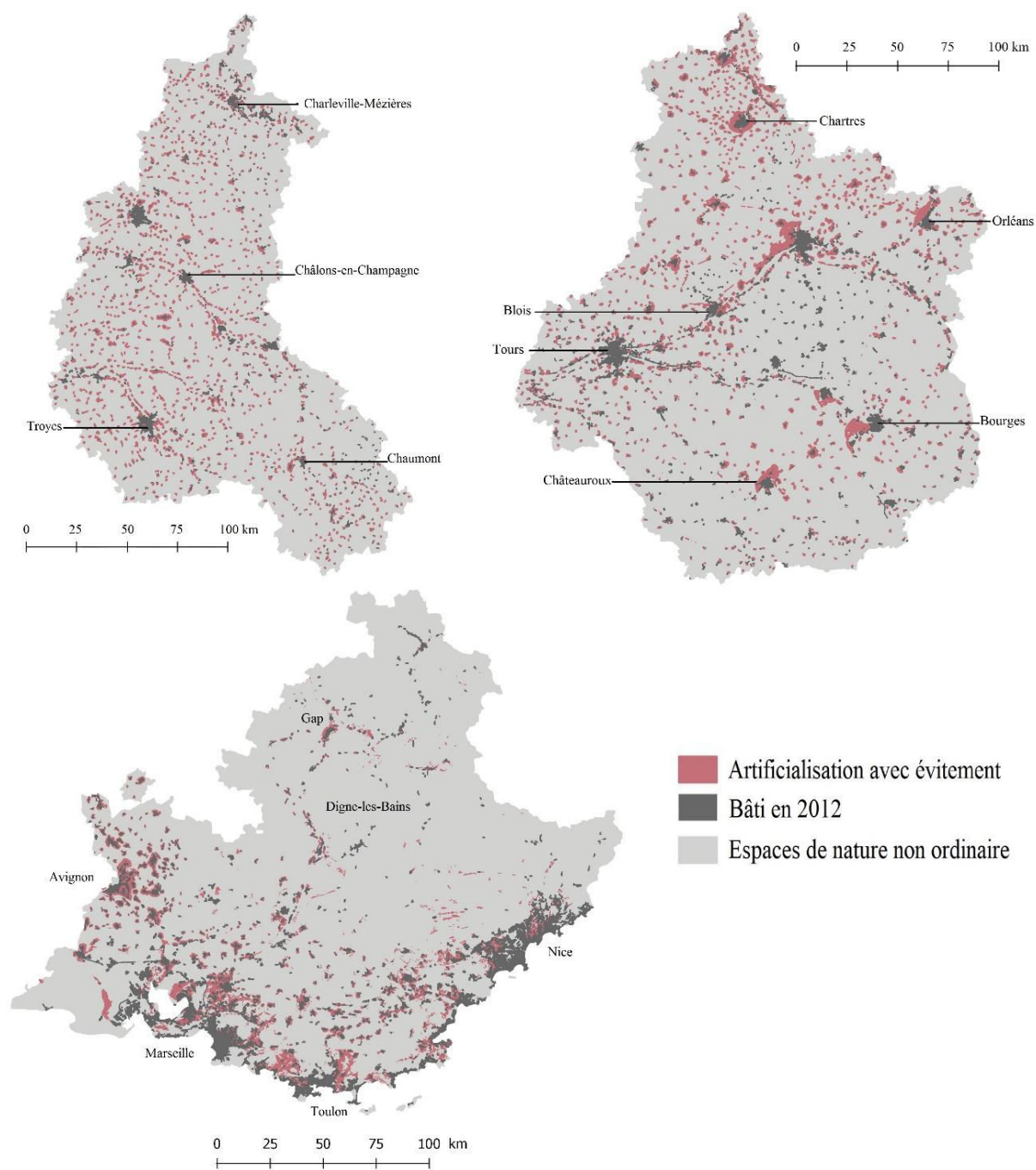


Figure 1: Cartes des besoins d'urbanisation dans les trois régions

Définition d'une offre potentielle de compensation par l'agriculture

Pour définir l'offre potentielle de compensation par l'agriculture, nous avons, dans un premier temps, localisé les différents types d'usages agricoles à l'échelle des communes, sur les trois régions d'études. Pour cela, à partir des informations du RGA 2010 (Agreste, 2010), nous avons reporté la proportion communale de chaque orientation technico-économique (OTEX), sur la

surface agricole utilisée (SAU), pour tous les OTEX et la part de SAU de chaque OTEX en agriculture biologique. A partir de cette proportion, nous avons alloué aux zones agricoles répertoriées dans Corinne Land Cover (CLC), un OTEX et un type de production principal (biologique ou conventionnel) (Figure 2 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

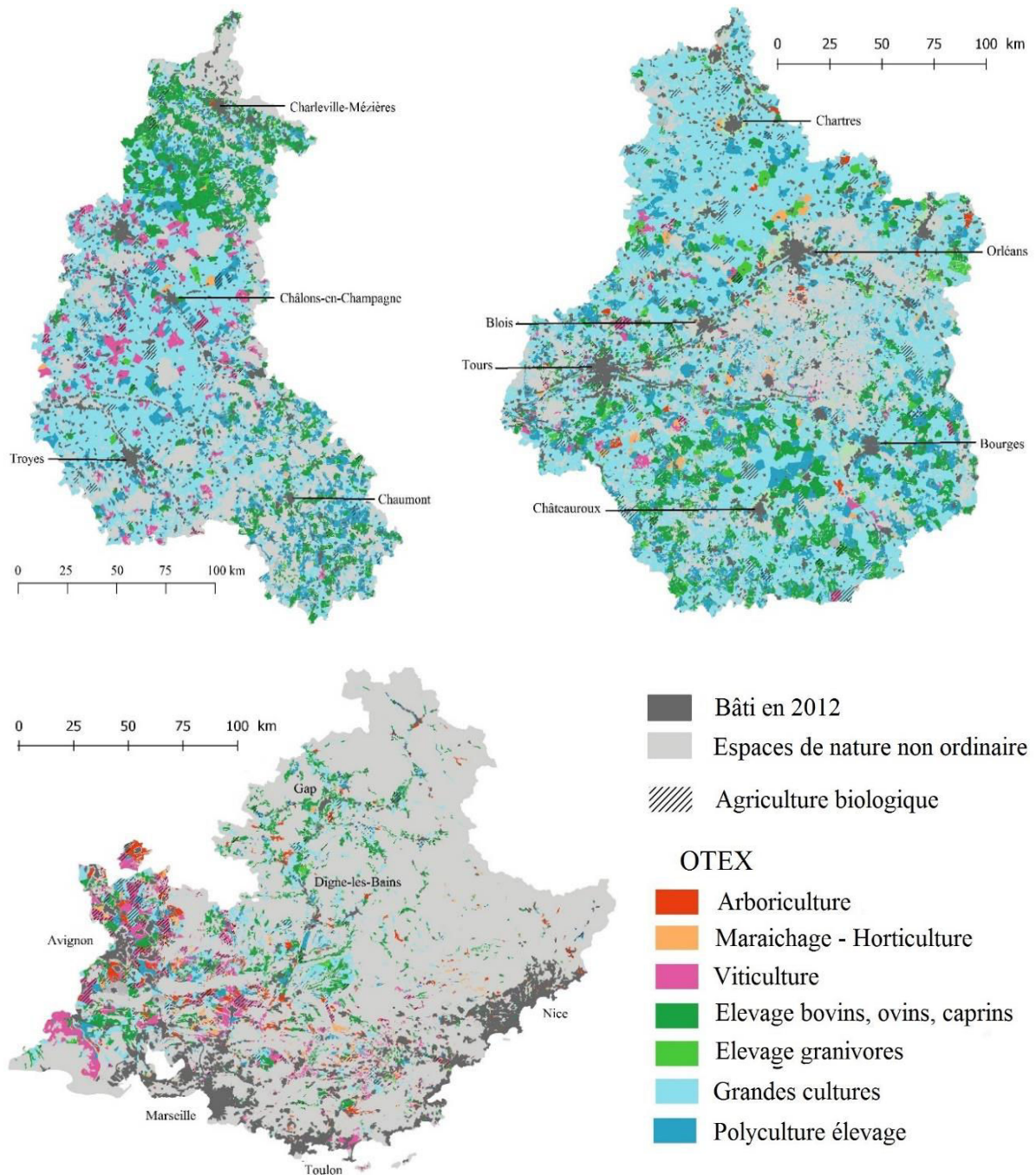


Figure 2 : Répartition des OTEX et types de production agricoles alloués dans les trois

Enfin, afin de prendre en compte les niveaux différenciés de participation selon les usages agricoles, nous avons reporté les taux de participations prévisibles des agriculteurs, par type

d'OTEX, obtenus dans l'enquête réalisée auprès des agriculteurs de la région PACA (voir Pellerin et al., 2018 -

Tableau 2).

Tableau 2: Pourcentage de participation des agriculteurs en fonction de l'OTEX et du type de production

OTEX	Taux de participation des agriculteurs bio	Taux de participation des agriculteurs conventionnels
Grandes cultures	100	20
Maraichage/Horticulture	60	30
Viticulture	60,5	30
Arboriculture	46,2	34,9
Elevage bovin, ovins, caprins	66,7	80
Elevage granivores	75	60
Polyculture-élevage	83,3	40
Autre	50	43,8

Qualifier la perte et le gain écologique

Qualifier la perte et le gain maximal écologique en fonction des milieux

Pour évaluer l'équivalence entre perte et gain écologique, plusieurs méthodes ont été proposées. Il apparaît que dans un grand nombre de cas, le calcul du gain ou de la perte de biodiversité repose sur l'estimation de la valeur du milieu qui peut être exprimée par une note ou un score, multiplié par la surface affectée. Par exemple, la méthode allemande de « Biotopwertverfahren » de détermination de l'équivalence, se base sur un score caractérisant d'une part la surface du milieu et d'autre part, la différence entre la valeur écologique actuelle et celle qu'il pourrait atteindre après mesures de compensation. Sur le même principe, l'approche « Habitat Hectares » en Australie définit les gains et pertes sur les espaces en fonction de leur score de qualité environnementale et de leur surface (Quétier et Lavorel, 2011). Notre quantification de la perte écologique se base sur ce même principe : une comparaison de l'état actuel du milieu avec son état potentiel sans pressions anthropiques. Le niveau de proximité du milieu réel avec le milieu potentiel est quantifié sous forme de note écologique comprise entre 0 et 5 (voir Figure 3).

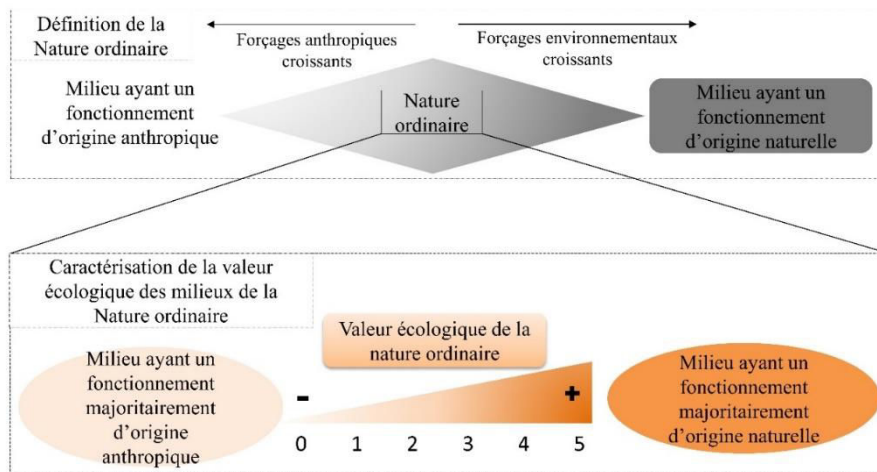


Figure 3: Méthode de qualification de la valeur écologique de la nature ordinaire en fonction des niveaux de pressions anthropiques et environnementaux

La végétation potentielle a été définie par le CNRS (Party et al., 2015) sur toute la France et caractérise la végétation qui pourrait être présente dans le milieu dans l’hypothèse où aucune pression anthropique ne s’était exprimée. La végétation réelle est issue des informations de l’inventaire forestier nationale (IFN - base de données sur les forêts), complétée par les informations CLC (2012) pour les espaces non renseignés par l’IFN. Pour chaque type de végétation potentielle, un niveau de proximité avec chaque type de végétation réelle a été défini par un ingénieur forestier de l’office national des forêts (ONF) selon les règles de décision décrites dans le Tableau 3.

Tableau 3: Règles d'allocation d'une note de proximité entre milieu réel et potentiel

Note	Liens entre milieu réel et potentiel qui implique ces notes
0	Milieu réel artificialisé (bétonné)
1	Milieu réel caractéristique de conditions environnementales (topographie, climat, proximité à l’eau) incompatibles avec celles du milieu potentiel
2	Milieu réel très dégradé mais caractéristique de conditions environnementales (topographie, climat, proximité à l’eau) compatibles avec celles du milieu potentiel
3	Milieu réel moyennement dégradé et caractéristique de conditions environnementales (topographie, climat, proximité à l’eau) compatibles avec celles du milieu potentiel
4	Milieu réel peu dégradé et caractéristique de conditions environnementales (topographie, climat, proximité à l’eau) compatibles avec celles du milieu potentiel
5	Milieu réel équivaut à la végétation potentielle

L'application de la valeur écologique des milieux nous permet alors d'estimer les pertes écologiques induites par l'urbanisation. La perte écologique prévisible est estimée en élaborant un indicateur basé sur notre indice de qualité écologique des milieux ordinaire et la surface de la zone d'offre de compensation.

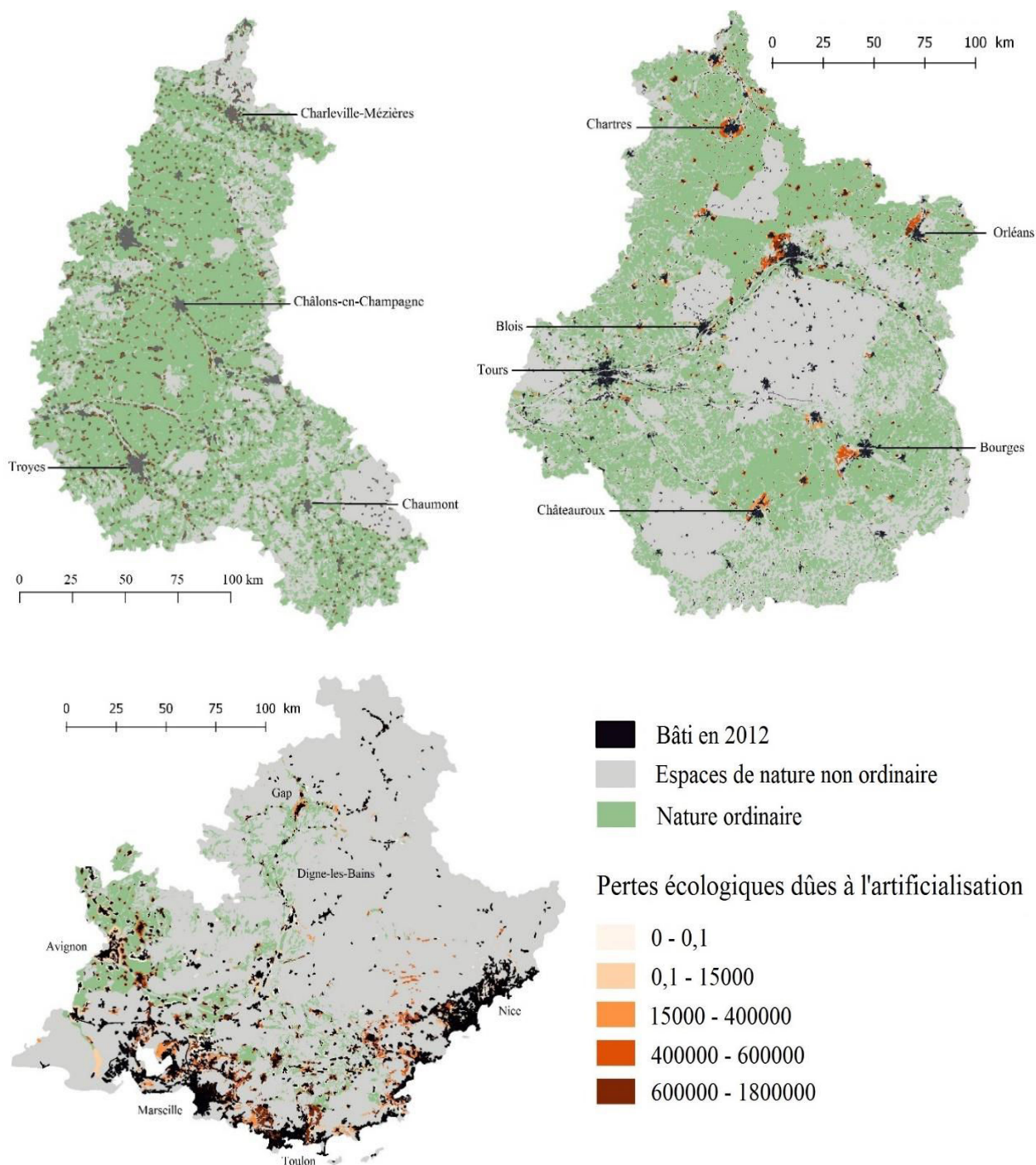


Figure 4: Cartes des pertes écologiques appliquées aux espaces urbanisés des trois régions

Qualifier le gain écologique en fonction de l'offre de compensation

Pour estimer le gain écologique produit par un changement de pratiques agricoles, nous nous basons sur Tschardt et al., (2005) pour lesquels pour des niveaux de changement équivalant, la plus-value écologique serait plus faible dans les exploitations agricoles en agriculture extensives que dans les exploitations agricoles en agriculture intensives. En effet, considérant que la relation entre le niveau de services écosystémiques et la valeur du milieu est linéaire (Roach et Wade, 2006) et que l'efficacité marginale des actions d'amélioration de l'environnement est décroissante, en particulier si des efforts substantiels ont déjà été consentis (Viardot, 1993), on peut supposer que la plus-value écologique sera plus importante pour un changement dans les exploitations les plus intensives par rapport à celles qui sont d'ores et déjà plus respectueuses de l'environnement. Afin de chiffrer cet écart de plus-value écologique potentielle entre agriculteurs bio et conventionnels pour un même effort, nous nous basons sur les travaux de Armengot et al., (2011), qui ont montré que les exploitations en agriculture biologique présentaient des intensités de production plus faible en évaluant un indice d'intensité des pratiques d'agriculteurs conventionnels et biologiques variant de -1 (pour l'agriculture conventionnelle) à +1 (pour l'agriculture biologique). En fonction des usages agricoles, nous considérons donc que le potentiel d'amélioration de la biodiversité est deux fois plus grand dans le cas d'agriculture conventionnelle que dans le cas d'agriculture biologique. En l'occurrence, au vu des niveaux relatifs de perturbations écologiques induites par l'agriculture conventionnelle et biologique, la cessation de l'usage d'intrants par l'agriculture conventionnelle est un saut qualitatif plus grand en termes de réduction des perturbations que les changements incrémentaux pouvant se réaliser en agriculture biologique.

Complémentairement, la prise en compte du niveau d'intérêt exprimé par les agriculteurs, nous permet de localiser un gain agricole potentiel dans lequel l'ensemble des surfaces agricoles sont considérées en fonction de leur nature, ainsi que le gain agricole pondéré où le taux de participation exprimé des agriculteurs est interprété comme la part de surfaces agricoles susceptibles d'être support d'une offre de compensation (Figure 5).

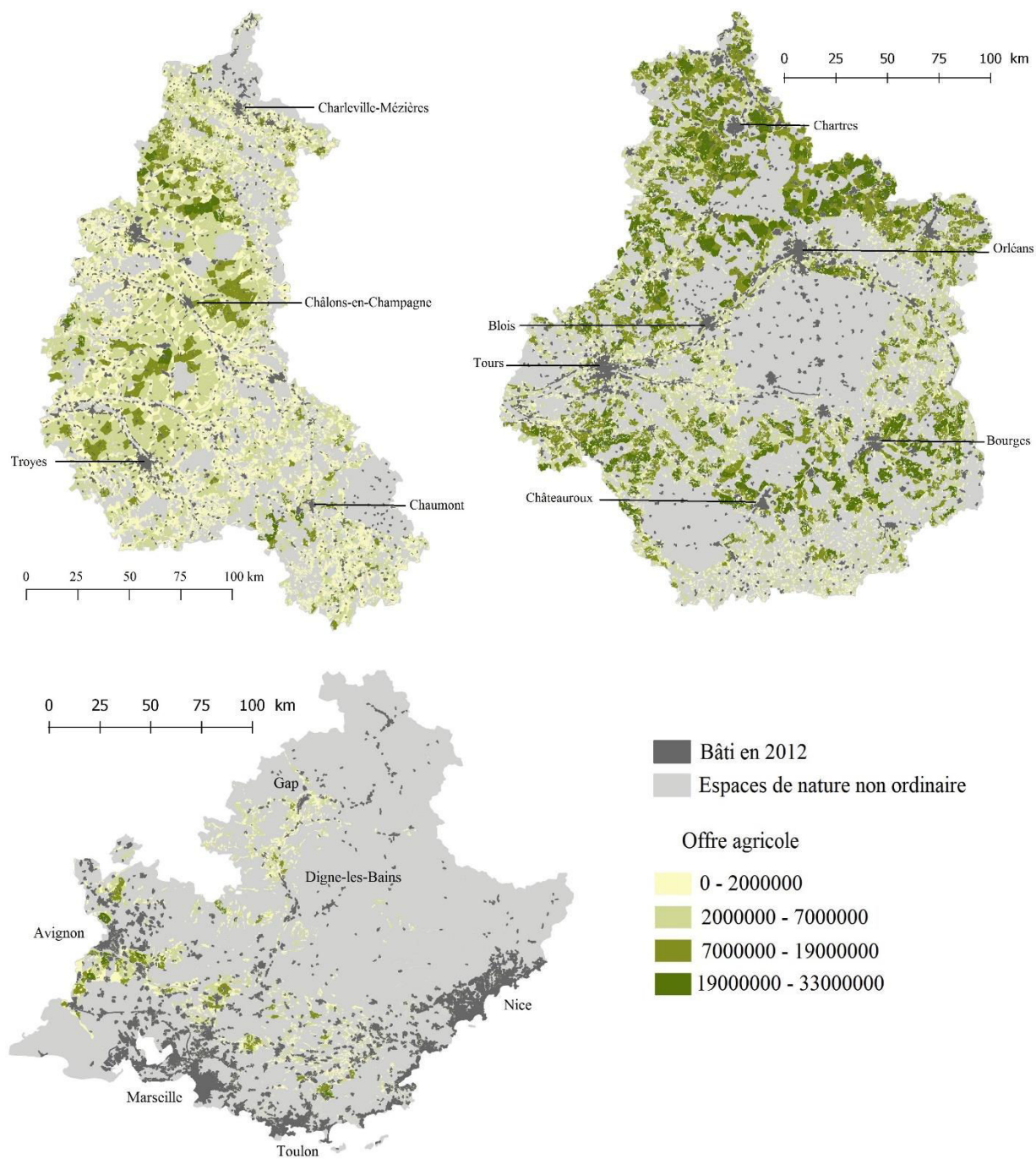


Figure 5: Carte de l'offre agricole potentielle (en considérant l'ensemble des terres agricoles)

Utilisation des données

Enfin, nous avons réalisé une évaluation de la faisabilité d'un développement maximisant l'évitement (ne permettant pas l'urbanisation sur la nature remarquable), en estimant l'augmentation du bâti sur nos trois régions d'étude à l'horizon 2040. Pour évaluer la faisabilité de la mise en œuvre d'une compensation écologique de nature ordinaire, nous avons comparé

les gains agricoles potentiels aux besoins de compensation locaux. Nous avons mesuré deux indicateurs : un premier que nous avons intitulé "performance" qui rend compte de la capacité des communes à compenser l'ensemble de leurs pertes écologiques sur leur territoire (il correspond au pourcentage des surfaces destinées à l'artificialisation dans la commune qui peuvent être compensées et varie entre 0 et 1) et un second que nous avons intitulé "coût" qui rend compte de la part des surfaces artificialisées des communes dont la compensation doit être reportée sur les communes voisines. Nous avons également produit ces indicateurs selon deux scénarios : un premier considérant toutes les terres agricoles comme potentiellement productrices de gains écologiques et un second prenant en compte l'intérêt des agriculteurs à participer à la mise en œuvre d'une offre de compensation agricole, en réduisant la part des terres pouvant être support de compensation en fonction de leur taux de participation.

3. Résultats

Quand la nature ordinaire abonde : cas des régions Centre et Champagne

Les courbes coûts/performance des départements de Champagne-Ardenne (Figure 6) et du Centre-Val de Loire (Figure 7) montrent que la grande majorité des communes y ont la capacité interne de compenser les destructions liées à leur propre expansion urbaine. Plus précisément, lorsque toutes les surfaces agricoles sont intégrées dans l'offre potentielle, sans prise en compte de la probabilité de participation des agriculteurs, toutes les villes de Champagne-Ardenne et 90% des communes de la région Centre ont la capacité interne d'assurer leur compensation écologique. Si la part des villes de ces régions pouvant atteindre l'objectif de façon autonome diminue lorsque l'acceptabilité de la compensation par les agriculteurs est prise en considération, elle reste importante : respectivement 90% et 80% des communes de Champagne-Ardenne et du Centre. Par ailleurs, la part des surfaces artificialisées nécessitant une compensation en dehors de la commune d'impact reste relativement faible : de maximum 5% pour le département de la Marne (51), en Champagne-Ardenne. En revanche, dans la région Centre, la prise en compte de la participation des agriculteurs augmente le coût de la compensation écologique conduisant à un déport hors de la commune d'impact de 40% des surfaces artificialisées dans le cas du département d'Eure-et-Loir (28). Néanmoins, dans aucun des départements, y compris en prenant en considération l'intérêt des agriculteurs pour offrir de la compensation écologique, les surfaces à compenser exportées hors de communes d'impacts n'excèdent l'offre de compensation départementale totale.

Les écarts observés entre ces deux régions où la nature ordinaire est abondante s'expliquent par la différence d'artificialisation (le Centre-Val de Loire est soumis à une forte pression urbaine en provenance d'Île-de-France - voir DREAL Centre-Val de Loire, 2016. La Champagne-Ardenne présente une évolution démographique relativement faible - DREAL Grand-Est, 2016).

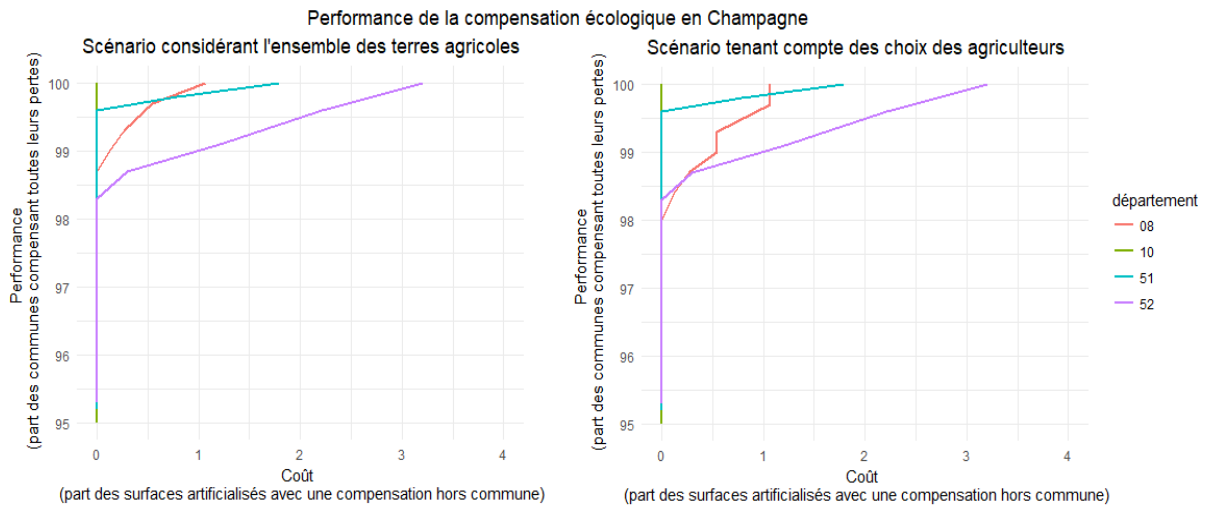


Figure 6 : Courbes coûts/performance par département de Champagne-Ardenne

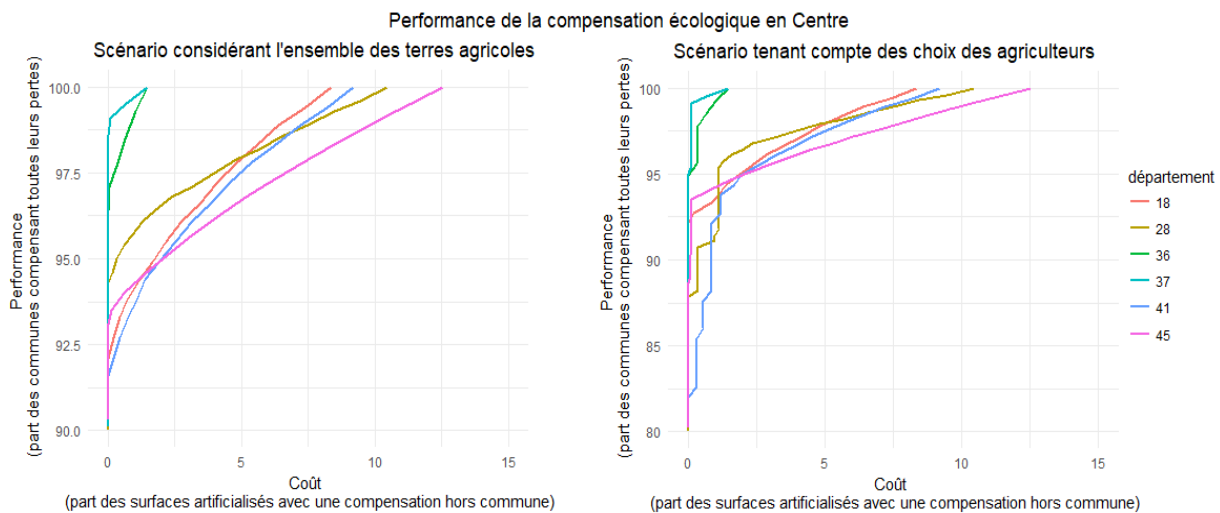


Figure 7 : Courbes coûts/performance par département de Centre Val de Loire

En ordonnées, le pourcentage des communes ayant atteint l'objectif de zéro perte nette de biodiversité en compensant l'ensemble des pertes écologiques de leur territoire due à l'urbanisation. En abscisse, la part des surfaces artificialisées des communes dont la compensation est réalisée en dehors de la commune.

Quand la nature ordinaire est plus rare : cas de la région PACA

En revanche, les courbes coûts/performance de la région PACA mettent en évidence que l'atteinte d'absence de perte nette de biodiversité est plus coûteuse et que la part des communes pouvant compenser en interne varie fortement selon les départements (Figure 8).

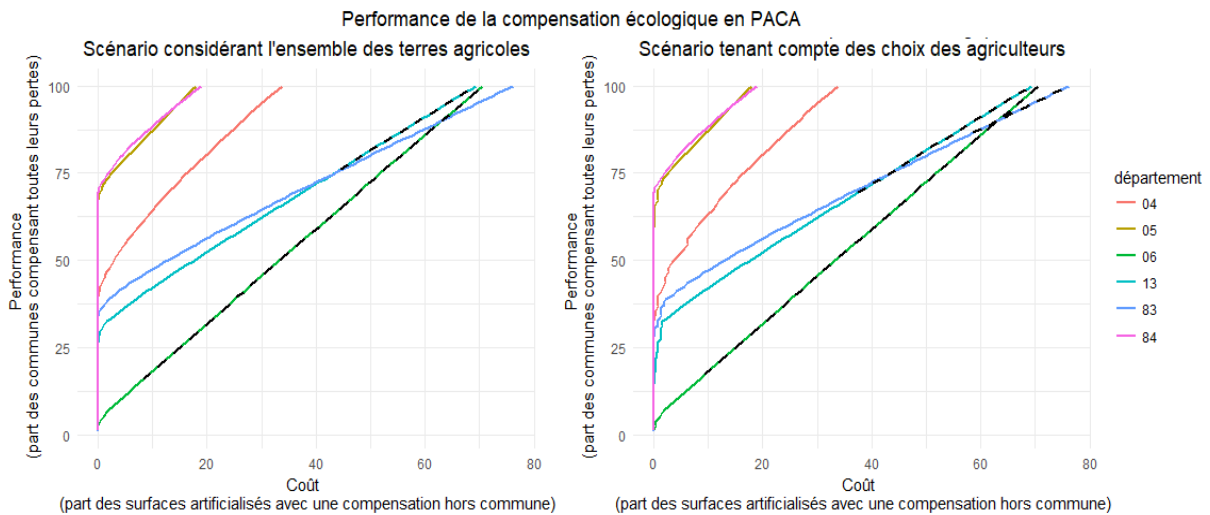


Figure 8 : Courbes coûts/performance par département de Provence Alpes-Côte d'Azur

En ordonnées, le pourcentage des communes ayant atteint l'objectif de zéro perte nette de biodiversité en compensant l'ensemble des pertes écologiques de leur territoire due à l'urbanisation. En abscisse, la part des surfaces artificialisées des communes dont la compensation est réalisée en dehors de la commune. Les droites en pointillés illustrent le moment où les surfaces de compensation nécessaires excèdent la capacité surfacique totale du département.

Il est possible de distinguer les départements en trois types :

- Ceux qui sont autonome à l'échelle départementale du fait d'une faible urbanisation et une forte présence de nature ordinaire. Les départements des Hautes-Alpes (05) et du Vaucluse (84) ont des courbes qui se rapprochent de celles des départements des régions Centre, avec une majeure partie des communes (environ 70%) pouvant compenser l'ensemble de leurs pertes écologiques sur leur territoire. Ces deux départements possèdent des surfaces de nature ordinaire relativement importantes, pour une urbanisation moyenne à faible et peuvent atteindre l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité à l'échelle du département avec un coût, au maximum, de 23% des surfaces artificialisées à compenser en dehors de la commune d'impact.

- Ceux qui ont des seuils d'inefficience très peu élevés du fait d'une forte urbanisation et un faible stock de nature ordinaire. Le second groupe agrège les départements littoraux Alpes-Maritimes (06), Bouches-du-Rhône (13) et Var (83) dont la majeure partie des communes doivent exporter leur compensation, avec respectivement 0%, 20% et 30% (en considérant l'ensemble des terres agricoles) des communes de ces départements en capacité interne de contrebalancer leurs pertes écologiques. Les droites pleines sur les graphes illustrent le dépassement du seuil de capacité départementale à fournir une compensation suffisante pour compenser les pertes communales cumulées. En outre, dès lors que l'on prend en compte le choix des agriculteurs, ces trois départements ne sont pas en capacité d'atteindre l'objectif de compensation à leur échelle propre. Ces départements sont soumis à des pressions d'urbanisation importantes au sein d'une nature ordinaire relativement émietée et peu abondante.

- Ceux qui sont autonome à l'échelle départementale mais très contraints par le stock de nature remarquable (y compris dans les espaces agricoles). Les Alpes de Hautes Provence (04) présentent un troisième type intermédiaire entre les deux précédents groupes avec 40% des communes accomplissant la compensation entièrement sur leurs territoires et une nécessité, pour équilibrer à l'échelle départementale pertes et gains écologiques, d'exporter hors de la commune d'origine la compensation, jusqu'à 37% des surfaces artificialisées sans toutefois dépasser les capacités départementales d'offre de compensation. Ce département enregistre une faible pression urbaine mais regroupe un nombre important de milieux naturels remarquables (peu de surface de nature ordinaire disponible), y compris dans des espaces agricoles comme les pelouses pâturées d'altitude.

Globalement, dès lors que l'on prend en compte la participation des agriculteurs, les coûts liés à la compensation écologique augmentent d'environ 10 à 20%, sans changer la tendance des départements mais en accélérant l'atteinte des seuils d'incapacité dans les départements (du groupe 2) dans lesquels la pression foncière est importante. De fait, considérant que l'atteinte des objectifs de compensation n'est pas possible pour tous les départements, nous avons alors évalué la possibilité de les atteindre à l'échelle régionale

Figure 10). Nos résultats montrent que si toutes les terres agricoles sont considérées comme offre potentielle, l'objectif serait atteignable pour les trois régions étudiées. Néanmoins, dans le scénario réduisant les surfaces de compensation possibles aux surfaces que les agriculteurs accepteraient d'utiliser pour mettre en œuvre la compensation, la région PACA est dans l'incapacité de contrebalancer les pertes écologiques cumulées de plus 70% de ses communes.

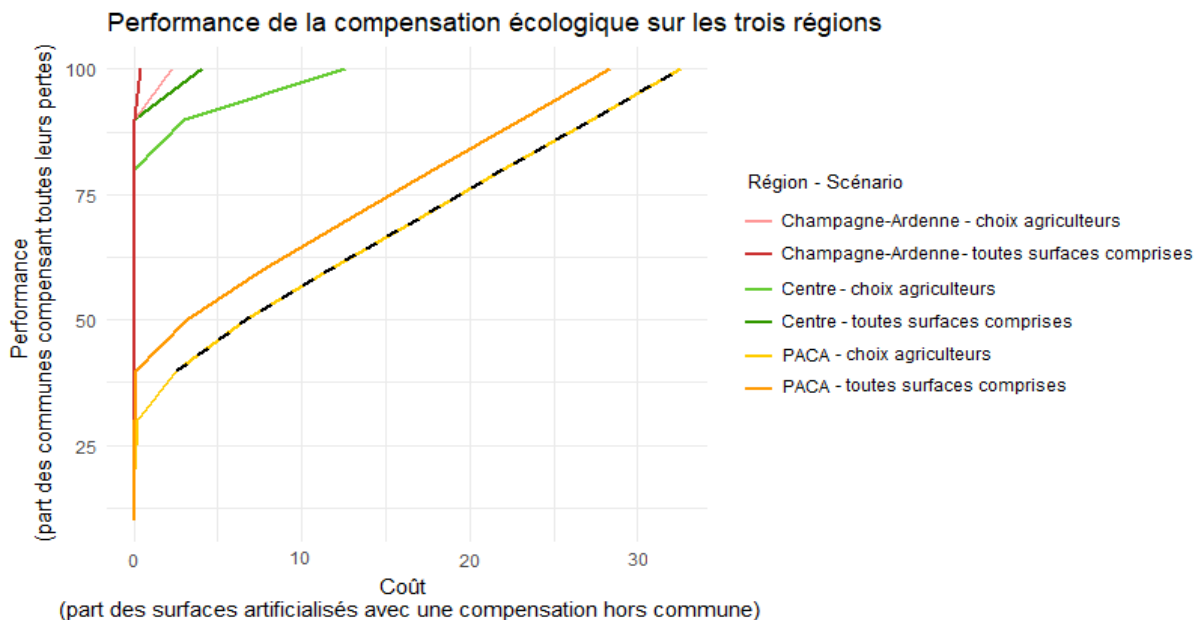


Figure 9: Courbes coûts/performance par région

Les droites les plus claires correspondent aux seules parts des surfaces sur lesquelles les agriculteurs consentiraient à mettre en place de mesures de compensation. Les droites plus sombres présentent le scénario considérant l'ensemble des terres agricoles. La droite en pointillés illustre le moment où les surfaces de compensation nécessaires excèdent la capacité surfacique totale de la région.

4. Discussion

Nos résultats correspondent à une proposition méthodologique testée empiriquement, qui a pour vocation de mettre en évidence les possibilités inégales entre régions et départements, d'urbaniser en évitant les zones présentant une nature remarquable et de contrebalancer localement les pertes écologiques de nature ordinaire. La méthode est susceptible d'être appliquée par un régulateur en charge de la mise en œuvre des mesures de compensation disposant de données suffisamment précises (notamment pour caractériser la nature). Le cadre d'orientation de l'action publique que nous proposons n'a pas vocation à fournir des estimations précises ou définitives en termes de surfaces ou de quantité d'offre, du fait des limites inhérentes

aux données disponibles et de l'incommensurabilité de la biodiversité (Levrel, 2006; Parrott, 2010). Néanmoins malgré ces limites, notre méthodologie est, à notre connaissance, le premier outil intégré de modélisation territoriale d'une séquence ERC centrée sur l'évitement et visant à compenser les pertes de nature ordinaire. De nombreux travaux ont défini et délimité, à la fois les espaces à éviter et ceux susceptibles d'accueillir le développement avec un minimum de pertes écologiques (Moilanen, 2013). Néanmoins, aucun, à notre connaissance, n'a proposé une méthodologie visant à atteindre zéro perte nette de biodiversité et en compensant uniquement la nature ordinaire.

A partir de notre proposition, il est toutefois possible d'affiner l'approche territorialisée de la compensation écologique de la nature ordinaire. Par exemple, à notre évaluation du gain agricole potentiel ou de la perte écologique inspirée des méthodes d'évaluations environnementales basées sur l'habitat (Quétier et Lavorel, 2011), pourrait être ajoutée une appréciation des effets sur l'environnement à l'échelle du paysage (CUPERUS et al., 2001; Mimet et al., 2016) ou sur les services écosystémiques (Bourdil et Vanpeene-Bruhier, 2013).

Par ailleurs, notre méthode est également la première à proposer un modèle prenant en compte les agriculteurs comme potentiels offreurs de compensation écologique et intégrant une mesure de leur intérêt pour les actions compensatoires. Si certains travaux intègrent les agents dans des modèles sur la compensation, ils se s'intéressent pas aux agriculteurs en particulier (Drechsler et Hartig, 2011 ; Hallwood, 2007). Notre travail a permis de montrer la place que pourrait prendre l'agriculture en tant qu'offreur de compensation écologique, dès lors que les territoires dépassent un seuil de proportion d'espaces agricoles. Des travaux supplémentaires nous semblent envisageables pour améliorer la représentativité de l'hétérogénéité probable des préférences des agriculteurs ; notre approche n'étant basée que sur une enquête auprès d'agriculteurs du Vaucluse. Il serait également bénéfique de plus investiguer la question de l'additionnalité de la plus-value écologique de la compensation agricole (en séparant les changements liés à une évolution normale du système de ceux qui ne se réalisent que si la compensation se met en œuvre - voir Coent et al., 2017) ou encore de sa pérennité (Vaissière et al., 2018b).

Ceci étant, nos résultats suggèrent que la compensation agricole permettrait, dans des territoires tels que le Centre et Champagne Ardennes, d'éviter totalement d'urbaniser les espaces remarquables tout en compensant localement les pertes de nature ordinaire. Complémentairement, nos résultats permettent de souligner la nécessaire définition et mise en place de politiques rigoureuses de régulation du développement urbain dans les territoires où la

disponibilité de superficies potentiellement productrices de compensation est déjà faible et risque de sensiblement diminuer.

Une solution à cette problématique peut être de considérer la séquence ERC à des échelles supérieures, comme l'échelle régionale (Saenz et al., 2013; Villarroya et al., 2014) voire nationale (Kormos et al., 2014). Toutefois, opter pour les échelles supérieures peut contrevenir à l'esprit du dispositif (un milieu naturel est également défini par sa localisation - voir Bull et al., 2013) et les règlements organisant la compensation prévoient tous une distance minimale entre localisation de l'atteinte et de la restauration (Vaissière et Levrel, 2015). En outre, opter pour les échelles supérieures amène à s'interroger sur l'équité spatiale ou territoriale de la politique. Au-delà des conditions légales, une compensation très éloignée des lieux de l'atteinte environnementale ne rend pas les services écosystémiques rendus par ces milieux, aux individus qui les ont effectivement perdus. Par exemple, aux États-Unis, les zones humides détruites par le développement des centres urbains sont compensées dans des zones rurales avec des densités de population plus faibles (BenDor et al., 2008).

Au-delà du dispositif de compensation, des travaux proposent d'autres pistes pour une planification du développement urbain, permettant de préserver les milieux sensibles à proximité des villes (Bryant, 2006; Sandström et al., 2006). En particulier, pour améliorer la conservation de l'environnement à proximité de zones soumises à une urbanisation rapide, Underwood (2011) suggère de combiner les règlements zonaux de protection de la nature et la compensation écologique. A priori, la mise en cohérence entre actions zonales s'appliquant sur les mêmes espaces est toujours préférable. Toutefois, elle peut se révéler contre-productive dès lors qu'elle n'est pas exhaustive sur les milieux. Ainsi dans des régions où ces approches ont été mises en œuvre, les espaces protégés l'ont été au détriment d'espaces présentant une nature plus commune que le développement a donc réduit drastiquement (Hill et al., 2015). De fait, une nature initialement ordinaire, est devenue localement une part du capital naturel critique et cet espace d'interaction homme-nature est devenu une source d'inégalités sociales fortes (Cohen et al., 2012).

Les pressions et demandes pesant sur les politiques publiques sont nombreuses et il existe des situations dans lesquelles les régulateurs choisiront d'atteindre d'autres objectifs sociétaux et économiques au détriment de la durabilité environnementale. Notre travail n'enjoint pas à considérer la durabilité environnementale comme l'objectif prioritaire de toutes les politiques publiques, mais offre une compréhension des enjeux locaux, des effets de seuils et des conditions permettant ou limitant l'atteinte d'une durabilité forte sur un territoire. Il est

important, pour la collectivité, d'être en capacité d'identifier les tendances vers lesquelles les décisions politiques entraînent la société et d'en évaluer les conséquences prévisibles sur le bien-être humain : « lorsque les décideurs politiques font le choix de sacrifier le futur pour le présent, il est nécessaire de l'assumer et de débattre de ce choix » (Ekins et al., 2003).

5. Conclusion

Partant de l'hypothèse que la compensation écologique sur et par la nature ordinaire augmenterait la probabilité d'atteindre l'objectif de zéro perte nette de biodiversité, en réduisant les difficultés de restauration des milieux, cet article a permis d'apprécier la faisabilité spatiale d'une compensation systématique des destructions de la nature en se focalisant sur la nature ordinaire. Nous avons d'abord suivi une démarche basée sur trois étapes : 1/ une délimitation de la nature ordinaire, 2/ une estimation des besoins de compensation à horizon 2040 et 3/ une identification de l'offre agricole potentielle de compensation. Puis, nous avons mis en regard besoin et offre, en considérant différentes échelles de mise en œuvre de la compensation, afin d'évaluer la faisabilité de l'objectif de « zéro perte nette de biodiversité », en illustrant notre proposition par une application empirique sur trois régions françaises (Centre Val de Loire, Champagne Ardennes et Provence-Alpes-Côte d'Azur).

Notre étude a permis de montrer comment la faisabilité d'une compensation centrée sur la nature ordinaire dépend de la relation entre les stocks locaux de nature ordinaire et les pressions anthropiques. Dans des régions présentant des stocks de nature ordinaire importants, un développement urbain évitant systématiquement les espaces de nature remarquables est possible et la compensation des pertes écologiques de nature ordinaire peut, en très grande majorité, se réaliser au sein de la commune où s'est produite la destruction. En revanche, dans des régions où les stocks de nature ordinaire sont restreints et la pression urbaine importante, l'atteinte de l'objectif de « zéro perte nette de biodiversité » est bornée par des effets seuils pouvant être très vite atteints et ce, quelle que soit l'échelle de mise en œuvre de la compensation.

Ce travail complète les travaux rappelant la nécessité d'éviter les pertes écologiques sur les espaces porteurs de forts enjeux de conservation (Clare et al., 2011; Moilanen, 2013; Phalan et al., 2018), en mettant en évidence les territoires dans lesquels un dispositif de compensation locale prenant en compte tous les types de milieux est possible, et ceux qui ne pourront l'atteindre, contraignant drastiquement par là-même à le champs des décisions politiques possibles.

6. Annexe

Tableau 1: Niveaux de dépendances des espaces en fonction des catégories par Corine Land

<u>Cover</u>	
Nomenclature Corine Land Cover	Statut
141 Espaces verts urbains	Espace naturel dépendant
142 Équipements sportifs et de loisirs	Espace naturel dépendant
211 Terres arables hors périmètres d'irrigation	Espace naturel dépendant
212 Périmètres irrigués en permanence	Espace naturel dépendant
213 Rizières	Espace naturel dépendant
221 Vignobles	Espace naturel dépendant
222 Vergers et petits fruits	Espace naturel dépendant
223 Oliveraies	Espace naturel dépendant
231 Prairies	Espace naturel dépendant
241 Cultures annuelles associées aux cultures permanentes	Espace naturel dépendant
242 Systèmes culturaux et parcellaires complexes	Espace naturel dépendant
243 Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants	Espace naturel dépendant
244 Territoires agro-forestiers	Espace naturel dépendant

Tableau 2: Liste des zonages réglementaires de protection de la nature pris en compte

Arrêtés de Protection de Biotope
Terrains du Conservatoire du Littoral
Natura 2000 (Habitats et Oiseaux)
Inventaire préalable aux propositions de sites Natura 2000 a la CE, agréé par le Museum d'histoire naturelle (habitats et oiseaux)
Parcs nationaux
RAMSAR (Zones humides d'importance internationale découlant de la Convention Ramsar)
Réserves biologique gérée (par l'ONF)
Réserves naturelles nationales
Réserves naturelles régionales
ZNIEFF 1 zones naturelles d'intérêt écologique, floristique, faunistique et géologique

Tableau 3: Récapitulatif des performances et coûts des départements pour une compensation à la commune

	Département	Part des villes pouvant atteindre l'objectif de la politique de façon autonome		Part des surfaces artificialisées à compenser en dehors des communes pour atteindre l'objectif à l'échelle du département	
		Scénario avec tous les agriculteurs	Scénario sans	Scénario avec tous les agriculteurs	Scénario sans
Région Centre	18	90%	80 %	2.2 %	11.8%
	28	90%	70 %	10.5%	37.4 %
	36	100%	90 %	0%	2.1%
	37	90%	90 %	0.1%	4.9%
	41	90%	70 %	2.5%	15.7%
	45	90%	70 %	5.2%	27.6%
Région Champagne-Ardenne	08	100%	90 %	0%	0.4%
	10	100%	90 %	0%	2.6%
	51	100%	90 %	0%	4.5%
	52	100%	90 %	0.3%	3.5%
Région PACA	04	40%	30%	30.7%	37%
	05	70%	50%	14%	18%
	06	0%	0%	65.5%	67%
	13	20%	10%	64.3%	75%
	83	30%	10%	72.3%	86%
	84	70%	50%	17%	23%

7. Références

- Armengot, Laura, Laura José-María, José M. Blanco-Moreno, Montserrat Bassa, Lourdes Chamorro et F. Xavier Sans. 2011. « A novel index of land use intensity for organic and conventional farming of Mediterranean cereal fields », *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 31, no 4 : 699-707.
- Bekessy, Sarah Adine, Matt White, Ascelin Gordon, Atte Moilanen, Michael Andrew Mccarthy et Brendan Anthony Wintle. 2012. « Transparent planning for biodiversity and development in the urban fringe », *Landscape and Urban Planning*, vol. 108, no 2-4 : 140-149.
- Benayas, José M.R., Adrian C. Newton, Anita Diaz et James M. Bullock. 2009. « Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. », *Science (New York, N.Y.)*, vol. 325, no 5944 : 1121-1124.
- BenDor, Todd, Nicholas Brozović et Varkki George Pallathucheril. 2008. « The Social Impacts of Wetland Mitigation Policies in the United States », *Journal of Planning Literature*, vol. 22, no 4 : 341-357.
- Bonneuil, Christophe. 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: 485-491.
- Bourdil, Chloé et Sylvie Vanpeene-Bruhier. 2013. Séquence ERC & Continuités écologiques. Réflexions sur la prise en compte des atteintes portées aux continuités écologiques dans la compensation des projets d'aménagement. Note d'analyse bibliographique.
- Bryant, M. Margaret. 2006. « Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales », *Landscape and Urban Planning*, vol. 76, no 1-4 : 23-44.
- Bull, Joseph W., K. Blake Suttle, Navinder J. Singh, E. J. Milner-Gulland et Ascelin Gordon. 2013. « Biodiversity offsets in theory and practice », *Oryx*, vol. 47, no 03 : 369-380.
- Burton, Michael, Abbie Rogers et Claire Richert. 2017. « Community acceptance of biodiversity offsets: evidence from a choice experiment », *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 61, no 1 : 95-114.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). 2012. Biodiversity Offset Design Handbook Appendices.
- Calvet, Coralie, P. Le Coent, Claude Napoleone et Fabien Quétier. 2017. « Challenges of achieving biodiversity offsetting through agri-environmental schemes: evidence from an empirical study », Working Paper LAMETA DR: 54.
- Calvet, Coralie et Claude Napoléone. 2013. « Peut-on protéger la nature par des mécanismes marchands ? », *Écologie et conservation d'une steppe méditerranéenne. La plaine de Crau.* : 246-265.
- Canter, Larry et Bill Ross. 2010. « State of practice of cumulative effects assessment and management: The good, the bad and the ugly », *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 28, no 4 : 261-268.
- Charmes, Eric. 2013. « L'artificialisation est-elle vraiment un problème quantitatif ? », *Etudes Foncières*, vol. 162: 23-28.

Clare, Shari, Naomi Krogman, Lee Foote et Nathan Lemphers. 2011. « Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? », *Wetlands Ecology and Management*, vol. 19, no 2 : 165-182.

Coent, Philippe Le, Coralie Calvet, Claude Napoleone et Fabien Quétié. 2017. « Challenges of achieving biodiversity offsetting through agri-environmental schemes: evidence from an empirical study in Southern France. »: 50.

Cohen, Marianne, Raymond Baudoin, Milena Palibrk, Nicolas Persyn et Catherine Rhein. 2012. « Urban biodiversity and social inequalities in built-up cities: New evidences, next questions. The example of Paris, France », *Landscape and Urban Planning*, vol. 106, no 3 : 277-287.

Connelly, Robert (Bob). 2011. « Canadian and international EIA frameworks as they apply to cumulative effects », *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 31, no 5 : 453-456.

Couvet, Denis et Jean-Christophe Vandavelde. 2014. « Chapitre 7 : Biodiversité ordinaire: des enjeux écologiques au consensus social », in *In La biodiversité en question*, Editions M.: 183-208.

Cuperus, Ruud, Marco M.G.J. Bakermans, Helias A. Udo De Haes et Kees J. Canters. 2001. « Ecological Compensation in Dutch Highway Planning », *Environmental Management*, vol. 27, no 1 : 75-89.

DREAL Centre-Val de Loire. 2016. Diagnostic régional sur le foncier.

DREAL Grand-Est. 2016. Profil environnemental Champagne-Ardenne, <http://www.grand-est.developpement-durable.gouv.fr/le-profil-champagne-ardenne-r6317.html>: consulté le 27 février 2017.

Drechsler, Martin et Florian Hartig. 2011. « Conserving biodiversity with tradable permits under changing conservation costs and habitat restoration time lags », *Ecological Economics*, vol. 70, no 3 : 533-541.

Duinker, Peter N., Erin L. Burbidge, Samantha R. Boardley et Lorne A. Greig. 2013. « Scientific dimensions of cumulative effects assessment: toward improvements in guidance for practice », *Environmental Reviews*, vol. 21, no 1 : 40-52.

Ekins, Paul, Sandrine Simon, Lisa Deutsch, Carl Folke et Rudolf De Groot. 2003. « A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability », *Ecological Economics*, vol. 44, no 2-3 : 165-185.

Fargione, Joseph, Joseph Kiesecker, M. Jan Slaats et Sarah Olimb. 2012. « Wind and wildlife in the Northern Great Plains: Identifying low-impact areas for wind development », *PLoS ONE*, vol. 7, no 7 .

Gardner, Toby A., Amrei Von Hase, Susie Brownlie, Jonathan M.M. Ekstrom, John D. Pilgrim, Conrad E. Savy, R. T. Theo Stephens, Jo Treweek, Graham T. Ussher, Gerri Ward et Kerry Ten Kate. 2013. « Biodiversity Offsets and the Challenge of Achieving No Net Loss », *Conservation Biology*, vol. 27, no 6 : 1254-1264.

Godet, Laurent. 2010. « La « nature ordinaire » dans le monde occidental », *Espace géographique*, vol. 39, no 4 : 295.

Hallwood, Paul. 2007. « Contractual difficulties in environmental management: The case of wetland mitigation banking », *Ecological Economics*, vol. 63, no 2-3 : 446-451.

Harris, G. 2007. *Seeking sustainability in an age of complexity*, Cambridge University Press.

Hill, Rosemary, Craig Miller, Barry Newell, Michael Dunlop et Iain J. Gordon. 2015. « Why biodiversity declines as protected areas increase: the effect of the power of governance regimes on sustainable landscapes », *Sustainability Science*, vol. 10, no 2 : 357-369.

IFC. 2012. *Performance Standards on Environmental and Social Sustainability*, World Bank Group International Finance Corporation.

Kareksela, Santtu, Atte Moilanen, Seppo Tuominen et Janne S. Kotiaho. 2013. « Use of Inverse Spatial Conservation Prioritization to Avoid Biological Diversity Loss Outside Protected Areas », *Conservation Biology*, vol. 27, no 6 : 1294-1303.

Kennedy, Christina M, Daniela A Miteva, Peter Hawthorne, Daniela A Miteva, Leandro Baumgarten, Peter L Hawthorne et Kei Sochi. 2016. « Bigger is better : Improved nature conservation and economic returns from landscape-level mitigation Bigger is better : Improved nature conservation and economic returns from », *Science advances*, vol. 2, no 7 : 9.

Kiesecker, Joseph M., Holly Copeland, Amy Pocewicz et Bruce McKenney. 2010. « Development by design: Blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 8, no 5 : 261-266.

Kiesecker, Joseph M., Holly Copeland, Amy Pocewicz, Nate Nibbelink, Bruce McKenney, John Dahlke, Matt Holloran et Dan Stroud. 2009. « A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale », *BioScience*, vol. 59, no 1 : 77-84.

Kormos, Rebecca, Cyril F. Kormos, Tatyana Humle, Annette Lanjouw, Helga Rainer, Ray Victorine, Russell A. Mittermeier, Mamadou S. Diallo, Anthony B. Rylands et Elizabeth A. Williamson. 2014. « Great apes and biodiversity offset projects in Africa: The case for national offset strategies », *PLoS ONE*, vol. 9, no 11 : e111671.

Kreitler, Jason, Carrie A. Schloss, Oliver Soong, Lee Hannah et Frank W. Davis. 2015. « Conservation planning for offsetting the impacts of development: A case study of biodiversity and renewable energy in the Mojave Desert », *PLoS ONE*, vol. 10, no 11 : 1-15.

Kujala, H., A. L. Whitehead, W. K. Morris et B. A. Wintle. 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: 513-521.

Langhammer, Penny F, Mohamed I Bakarr, Leon a Bennun, Thomas M Brooks, Rob P Clay, Will Darwall, Naamal De Silva, Graham J Edgar, Lincoln D C Fishpool et Matthew N Foster. 2007. *Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas*.

Laurance, William F., D. Carolina Useche, Julio Rendeiro, Margareta Kalka, Corey J.A. Bradshaw, Sean P. et al. 2012. « Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas », *Nature*, vol. 489, no 7415 : 290-293.

Levrel, Harold. 2006. « Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ? », *Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS)*.

Maron, Martine, Richard J. Hobbs, Atte Moilanen, Jeffrey W. Matthews, Kimberly Christie, Toby A. Gardner, David A. Keith, David B. Lindenmayer et Clive A. McAlpine. 2012. « Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies », *Biological Conservation*, vol. 155: 141-148.

McKenney, Bruce A. et Joseph M. Kiesecker. 2010. « Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks », *Environmental Management*, vol. 45, no 1 : 165-176.

- Meadows, DH et DL Meadows. 1972. « The limits to growth », New York.
- Mimet, Anne, Céline Clauzel et Jean Christophe Foltête. 2016. « Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures », *Landscape Ecology*, vol. 31, no 9 : 1955-1973.
- Moilanen, Atte. 2013. « Planning impact avoidance and biodiversity offsetting using software for spatial conservation prioritisation », *Wildlife Research*, vol. 40, no 2 : 153-162.
- Olivier, Léon. 2010. La population des régions en 2040, <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1280900>: consulté le 27 février 2017.
- Parrott, Lael. 2010. « Measuring ecological complexity », *Ecological Indicators*, vol. 10, no 6 : 1069-1076.
- Party, J, N Muller, S Leguédou, J-I Dupouey, T Gauquelin, Gégout Jc, C Lecareux, V Badeau, A Mansat, S Rizzetto et A Probst. 2015. « -BDGveg_FR- Guide sommaire d'utilisation de la Carte de la Végétation Potentielle de la France ».
- Pellegrin, Claire, Rodolphe Sabatier, Claude Napoleone et Thierry Dutoit. 2018. « Une définition opérationnelle de la nature ordinaire adaptée à la compensation écologique, le cas contrasté des Régions Centre, Champagne-Ardennes et PACA », *Natures, Sciences, Sociétés*.
- Phalan, Ben, Genevieve Hayes, Sharon Brooks, David Marsh, Pippa Howard, Brendan Costelloe, Bhaskar Vira, Aida Kowalska et Samir Whitaker. 2018. « Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy », *Oryx*, vol. 52, no 2 : 316-324.
- Pilgrim, John D., Susie Brownlie, Jonathan M M Ekstrom, Toby A. Gardner, Amrei von Hase, Kerry ten Kate, Conrad E. Savy, R. T Theo Stephens, Helen J. Temple, Jo Treweek, Graham T. Ussher et Gerri Ward. 2013. « A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts », *Conservation Letters*, vol. 6, no 5 : n/a-n/a.
- Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman et T. M. Brooks. 1995. « The Future of Biodiversity », *Science*, vol. 269, no 5222 : 347-350.
- Pointereau, Philippe et Frédéric Coulon. 2009. « Abandon et artificialisation des terres agricoles », *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, vol. 57, no 57 : 109-120.
- Quétier, Fabien et Sandra Lavorel. 2011. « Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions », *Biological Conservation*, vol. 144, no 12 : 2991-2999.
- Rega, Carlo. 2013. « Ecological compensation in spatial planning in Italy », *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 31, no 1 : 45-51.
- Regnery, Baptiste, DENIS Couvet et Christian Kerbiriou. 2013. « Offsets and Conservation of the Species of the EU Habitats and Birds Directives », *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, vol. 27, no 6 : 1335-1343.
- Ricketts, Taylor H, Eric Dinerstein, Tim Boucher, Thomas M Brooks, Stuart H M Butchart, Michael Hoffmann, John F Lamoreux, John Morrison, Mike Parr, John D Pilgrim, Ana S L Rodrigues, Wes Sechrest, George E Wallace, Ken Berlin, Jon Bielby, Neil D Burgess, Don R Church, Neil Cox, David Knox, Colby Loucks, Gary W Luck, Lawrence L Master, Robin Moore, Robin Naidoo, Robert Ridgely, George E Schatz, Gavin Shire, Holly Strand, Wes Wettengel et Eric Wikramanayake. 2005. « Pinpointing and preventing imminent extinctions.

», Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, vol. 102, no 51 : 18497-18501.

Roach, Brian et William W. Wade. 2006. « Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis », *Ecological Economics*, vol. 58, no 2 : 421-433.

Saenz, Shirley, Tomas Walschburger, Juan Carlos González, Jorge León, Bruce McKenney et Joseph Kiesecker. 2013. « Development by design in Colombia: Making mitigation decisions consistent with conservation outcomes », *PLoS ONE*, vol. 8, no 12 .

Sandström, U.G. G., P Angelstam et G. Mikusiński. 2006. « Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space », *Landscape and Urban Planning*, vol. 77, no 1-2 : 39-53.

Secrétariat De La Convention Sur La Diversité Biologique. 2010. « Protocole de Nagoya sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation relatif à la Convention sur la diversité biologique », Conférence des parties.

Tallis, Heather, Christina M. Kennedy, Mary Ruckelshaus, Joshua Goldstein et Joseph M. Kiesecker. 2015. « Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services », *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 55: 21-34.

Tscharntke, T, A M Klein, A Kruess, I Steffan-Dewenter et C Thies. 2005. « Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management », *Ecol Lett*, vol. 8, no 8 : 857-874.

Underwood, Jared G. 2011. « Combining landscape-level conservation planning and biodiversity offset programs: A case study », *Environmental Management*, vol. 47, no 1 : 121-129.

Vaissière, Anne-Charlotte et Harold Levrel. 2015. « Biodiversity offset markets: What are they really? An empirical approach to wetland mitigation banking », *Ecological Economics*, vol. 110: 81-88.

Vaissière, Anne-Charlotte, Léa Tardieu, Fabien Quétier et Sébastien Roussel. 2018. « Preferences for biodiversity offset contracts on arable land: a choice experiment study with farmers », *European Review of Agricultural Economics*, May : 1-30.

Viardot, É. 1993. « L'intégration des contraintes de l'environnement naturel dans les choix stratégiques des grandes entreprises chimiques », Université de Nice.

Villarroya, Ana, Ana Cristina Barros et Joseph Kiesecker. 2014. « Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America », *PLoS ONE*, vol. 9, no 9 .

Zedler, Joy B. et Suzanne Kercher. 2005. « WETLAND RESOURCES: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability », *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 30, no 1 : 39-74.

Discussion

Perspectives concernant la compensation écologique

Au-delà de la mise à l'épreuve empirique de la notion de durabilité forte, notre travail est également une proposition méthodologique d'intégration de la compensation écologique aux planifications territoriales, avec une vocation particulière d'incorporer au mieux les dimensions temporelle et spatiale. Bien qu'il n'y ait pas de consensus concernant l'échelle acceptable de mise en œuvre des mesures compensatoires, on observe en pratique une tendance à penser la compensation à l'échelle locale, plus rarement régionale et très rarement nationale ; la compensation écologique n'étant pas encore considérée comme pouvant être mise en œuvre à l'international (Bull, et al 2013).

Se basant sur les démarches de planification territoriale existantes (voir Kiesecker et al., 2009 pour un tour d'horizon), la méthode que nous proposons s'inspire de la notion de capital naturel critique : 1/ la détermination du niveau d'enjeux environnementaux porté par les différents milieux naturels dépend de leur vulnérabilité et leur non-reproductibilité, 2/ l'évitement doit être la règle pour les espaces porteurs des enjeux les plus forts et 3/ la sélection des sites de compensation écologique pour les pertes irréductibles dépend de leur gain potentiel, aussi bien en termes d'habitat que de continuités écologiques, ou de disponibilités foncières.

Bien que notre approche soit par essence réductrice d'un point de vue écologique, notre méthode de localisation ex-ante de la compensation représente toutefois un cadre d'anticipation des besoins de compensation et de mise en lumière des limites obérant leur mise en œuvre, selon les échelles et l'intensité des besoins. L'objectif étant d'apporter des connaissances utiles à la mise en œuvre de la compensation écologique, notamment en évaluant plus précisément les aspects spatiaux (Kennedy et al., 2016; Kreitler et al., 2015; Underwood, 2011). En outre, en ajoutant la condition d'un évitement systématique des espaces remarquables ou non reproductibles, notre méthode assure une compensation intégrée dans une séquence ERC efficiente (Moilanen et al., 2009).

Ce travail participe également à une littérature émergente étudiant le rôle particulier des agriculteurs en tant qu'offreurs potentiels de compensation. Plusieurs articles ont souligné l'opportunité que pourrait représenter, pour les agriculteurs, la mise en place de mesures de compensation sur leurs exploitations (Etrillard & Pech 2014), malgré les réticences de la profession (Hernandez-Zakine, 2012). Le manque d'intérêt flagrant des agriculteurs pour les

mesures de compensation (Vaissière et al., 2018a), nous a amené à utiliser les outils de l'économie comportementale pour mieux comprendre les éléments susceptibles de motiver leur participation. En l'occurrence, nous avons testé deux biais cognitifs : l'effet de la victime identifiée et une amorce concernant l'héritage. Ces approches participent à la compréhension des leviers et blocages limitant non seulement la participation des agriculteurs mais également l'additionnalité des mesures de compensation agricole ou encore leur pérennité. Une autre perspective de recherche qui s'ouvre maintenant est l'exploration des pratiques agricoles potentiellement adaptées à compenser les pertes écologiques de projets d'aménagement. Malgré que des pistes aient été ouvertes par quelques expérimentations (Calvet et al., 2012; Philippe Le Coent et al., 2017) et que des propositions de mesures de compensation agricoles se fassent jour dans la littérature (Barre, 2017), adapter le dispositif de compensation aux espaces et pratiques agricole reste un enjeu public contemporain.

Perspectives concernant la durabilité forte

L'approche méthodologique que nous avons proposée vise à être un cadre d'application du principe de durabilité forte, dans la gestion du capital naturel régional. Le principe de durabilité forte, défini par Daly (réf), part du postulat que les ressources naturelles ont un caractère intrinsèquement fini et doivent donc être traitées différemment par rapport aux biens manufacturés et services reproductibles et substituables, y compris par des valeurs monétaires. Atteindre un développement durable implique donc la conservation des stocks de capital naturel à un niveau constant. Or, les fonctionnements écologiques sont marqués par des seuils de viabilité en deçà desquels les espèces, milieux ou ressources ne peuvent perdurer. De fait, la règle de durabilité forte induit une hiérarchisation des besoins de protection des milieux naturels en fonction de leur reproductibilité et de l'état des stocks : un milieu naturel très abondant peut être perturbé à la marge sans qu'il disparaisse (en gardant à l'esprit le déclin du stock global de capital naturel non critique – voir Turner, 1993), alors qu'un milieu résiduel ayant atteint son seuil de viabilité ne peut plus être considéré comme disponible, si ce n'est à choisir de le faire disparaître (i.e. le capital naturel critique - Pearce, 1993). Or, si le stock minimal de viabilité pour un milieu considéré dépend de processus écologiques impactés par les choix des agents économiques, le maintien du bien-être humain, aujourd'hui et dans le futur, nécessite une hiérarchisation entre les milieux et leur valeur d'option. Par voie de conséquence, la caractérisation du capital naturel et l'identification de ses seuils critiques sont utiles à la mise en œuvre d'une gestion territoriale intégrée aux objectifs du développement durable. Dans cette perspective, nous avons fait le choix de raisonner à rebours en nous centrant sur les actifs

naturels qui, en l'état actuel des connaissances, ne sont pas critiques (mais dont le maintien du stock global reste un enjeu). Cette part non critique du capital naturel, que nous avons appelée « nature ordinaire », correspond aux milieux les plus anthropisés, présentant peu d'enjeux en terme de rareté spécifique et raisonnablement reproductibles. Nous gardons à l'esprit que les milieux naturels anthropisés peuvent avoir une forte importance pour les sociétés humaine, du fait de leur rôle avéré dans le maintien des services écosystémiques, qu'ils soient symboliques (paysages) ou fonctionnels (épuration de l'eau, services supports, etc.) (Gaston et Fuller, 2008 ; Coley et al. ; 1997 ; Kuo et al., 1998 ; Schroeder, 1991 ; Siebenhuner, 2000). De fait, l'approche du capital naturel par la nature ordinaire et son interaction avec les comportements humains, offre des pistes de recherches intéressantes, notamment pour mettre en lumière un rôle que pourraient assumer les sociétés humaines dans le processus de production de fonctions écosystémiques (compenser les pertes de biodiversité, restaurer les milieux reproductibles, protéger les espaces naturels critiques). A contrario, nos résultats suggèrent qu'il existe des niveaux de criticité de la nature ordinaire : dans les départements littoraux de PACA, le stock de nature ordinaire est insuffisant pour permettre la compensation interne du développement urbain. Sachant que les milieux ordinaires sont également porteurs de fonctions écosystémiques utiles à l'homme, il faudrait caractériser le système de rétroaction entre ordinarité et criticité et qui dépend des stocks relatifs et des dynamiques spatiales de chaque milieu.

Par ailleurs, la prise en compte du rôle des hommes dans la production de fonctions nécessaires à la stabilité des écosystèmes et aux services écosystémiques est encore peu développée. Tout en reconnaissant que les humains font partie de l'environnement (Raffaelli and White, 2013), leur rôle dans le processus d'élaboration des services écosystémiques est peu reconnu, alors que dans un certain nombre de situations, ils pourraient être de quasi-coproducteurs de services ou de milieux à forte valeur écologique (par exemple, l'élevage extensif dans les pelouses d'altitude). Historiquement, le choix de séparer le capital naturel et du capital humain dans la production de services écosystémiques s'explique par le besoin d'évaluer indépendamment les actifs inhérents au capital naturel (TEEB, 2010 ; Remme et al., 2014) et les biens et bénéfices produits dans le cadre d'activités humaines (Boyd and Banzhaf, 2007). Cependant, une attention particulière au rôle du capital humain dans la fourniture et la production de services écosystémiques semble émerger (Tallis et al., 2012 ; Remme et al., 2014 ; Burkhard et al., 2014), sans doute du fait de l'interdépendance entre bien-être humain et état des écosystèmes (Raffaelli and White, 2013). La participation des différents éléments du capital naturel (définis en fonction de leur rareté et leur niveau anthropisation) et leur niveau d'interaction nécessaire

à la production services écosystémiques sont des sujet de débats récents (Chapman et al., 2018; Gaston et Fuller, 2008). A titre d'exemple, Jones et al. (2016) ont montré que la part anthropisée du capital naturel était nécessaire à la création de plusieurs services écosystémiques (production de maïs, régulation de flux de rivières et promenades récréatives).

Une meilleure compréhension du rôle de l'homme dans la co-production de fonctions nécessaires au maintien des écosystèmes et par conséquent dans la co-production de fonctions pour les hommes, nous semble donc être un levier majeur pour une application sur le terrain de la durabilité forte dans le développement et une piste importante de recherche (Figure). Ces connaissances permettraient aux décideurs de gérer les stocks d'actifs naturels critiques anthropisés et non anthropisés, de manière à valoriser les interactions entre ces capitaux et produire du bien-être.

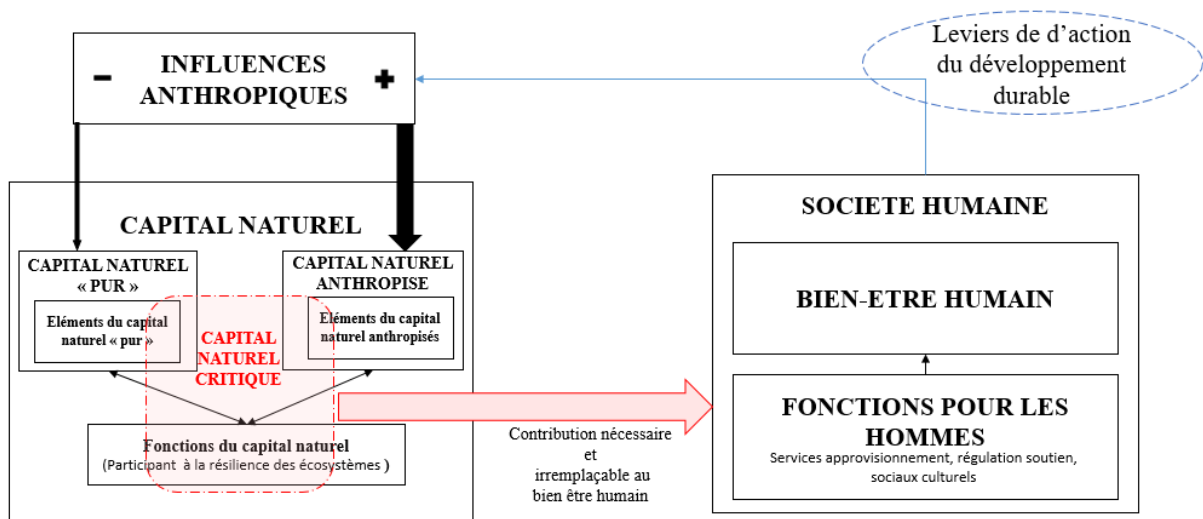


Figure 1 : Interactions entre les différents sous-groupes du capital naturel et bien-être humain (adapté d'Ekins et al.2003)

Conclusion

En réponse à la crise actuelle d'érosion de la biodiversité, de nombreux scientifiques et institutions appellent à agir pour protéger l'environnement en tant que tel, dans le but de préserver le bien-être des populations actuelles et futures. Dans cette perspective, l'économie écologique a été fondée par Robert Costanza et Herman Daly afin d'offrir aux décideurs politiques des clefs à la mise en place d'un développement durable de la société. Elle repose notamment sur la notion clef de « durabilité forte » permettant de caractériser les actifs naturels qui ne sont pas substituables par des actifs manufacturés ou purement monétaires. Son objectif est de maintenir le capital naturel existant en orientant les perturbations anthropiques sur les milieux le supportant ou pouvant être facilement reproduits (et en protégeant les autres). Dans ce cadre, le travail de thèse que nous avons conduit part des propositions de Toman (1994) et Turner (1993) consistant à considérer le capital selon deux groupes : le capital naturel critique, indispensable au maintien de la vie et au bien-être des hommes et le capital naturel non critique. Si le premier doit être systématiquement protégé, le second pourrait être le support d'un développement durable, à condition de veiller à en maintenir le stock global. C'est dans cette optique que nous avons évalué la faisabilité d'une politique publique ne permettant les aménagements anthropiques que sur les espaces de nature ordinaire (le capital naturel non critique) et en considérant la distribution spatiale des stocks à diverses échelles géographiques.

Le questionnement fut le suivant : dès lors que les perturbations anthropiques sont considérées dans leur ensemble et que les milieux naturels fragiles ou remarquables sont protégés, quelles sont les conditions et les limites du développement économique ? Dans notre travail, les perturbations anthropiques sont toutes les extensions urbaines prévisibles, quelles qu'elles soient et le support institutionnel permettant l'analyse empirique d'une situation non théorique fut le dispositif de la compensation écologique, actuellement en phase de mise en œuvre. En nous focalisant sur les potentielles limites spatiales et d'acceptabilité sociale d'un tel dispositif, nous avons montré que le maintien global du stock de capital naturel par un développement évitant systématiquement de porter atteinte aux capitaux naturels critiques et compensant les pertes de capitaux naturels non critiques était possible dans certaines conditions (impossible dans d'autres). Dans les zones où les stocks de capitaux naturels non critiques sont au-dessus d'un certain seuil surfacique et la pression anthropique est modérée, un tel développement est réalisable ainsi que la préservation du stock de capital naturel aux échelles les plus locales. En revanche, lorsque les capitaux naturels non critiques sont rares et les besoins de développement

géophages, maintenir le capital naturel devient problématique au niveau local et contraint à déporter l'atteinte de cet objectif à une échelle plus large.

Plus précisément, dans le chapitre 1, nous proposons une définition et une méthode de caractérisation spatiale de la nature ordinaire, en nous basant sur les apports de la littérature. Nous avons déterminé trois critères de catégorisation des milieux naturels, en fonction de leur niveau de durabilité. La nature ordinaire : 1/ ne doit pas être remarquable, 2/ doit être structurée par une dépendance forte aux activités humaines dans son histoire et son fonctionnement actuel et 3 / doit présenter une faible complexité. L'application de notre méthode sur trois régions françaises (Centre-Val de Loire, Champagne-Ardenne et Provence-Alpes-Côte d'Azur) a fait ressortir la place prédominante de l'agriculture dans la nature ordinaire.

Toutefois, considérant que les dispositions des acteurs cibles à accepter les règles des dispositifs publics déterminent leur efficacité, nous avons organisé un travail spécifique sur l'acceptabilité d'un dispositif de compensation "agricoles" auprès d'agriculteurs. Le recours aux cadres de l'économie comportementale nous a ainsi offert la possibilité, dans le chapitre 2, d'évaluer l'intérêt des agriculteurs pour la réalisation de mesures de compensation sur les exploitations agricoles. Nous avons testé deux dispositifs innovants permettant d'améliorer l'acceptabilité de la compensation et montré l'importance du type de production (agriculture biologique vs conventionnelle) et de l'histoire personnelle (issu de famille d'agriculteurs ou non) des agriculteurs dans leur participation.

Dans le chapitre 3, les contraintes spatiales de la mise en pratique d'une compensation répondant aux règles de durabilité forte sont évaluées à partir d'un modèle théorique d'allocation de l'effort de compensation à l'échelle régionale. En confrontant les besoins de compensation et l'offre de compensation agricole potentielle, nous avons mis en évidence que les seuils obérant l'atteinte d'une compensation écologique tenant de la durabilité forte varient en fonction de l'hétérogénéité spatiale du stock de capital naturel et des pressions anthropiques des territoires. Ainsi, dans deux de nos régions d'étude (Centre-Val de Loire et Champagne-Ardenne) qui présentaient une urbanisation modeste et des stocks de nature ordinaire importants, le développement et la compensation écologique des pertes qu'il engendre était possible à une échelle restreinte (communale en majorité). En revanche, dans notre troisième région d'étude, la compensation écologique des destructions provoquées par le fort développement dépassait la capacité de production de grains écologiques interne à la région Provence Alpes Côte d'Azur.

Ce travail de thèse présente des apports opérationnels pour la mise en œuvre de la séquence Eviter Réduire Compenser : notre démarche suggère et évalue la possibilité d'orienter les efforts de compensation de manière à maximiser l'évitement. Elle propose également de prendre en considération les agriculteurs comme potentiels offreurs de compensation et ouvre de nombreuses perspectives de recherche, notamment sur la question des modalités d'application, l'acceptabilité et l'efficacité d'une telle mise en œuvre de la politique. D'un point de vue plus théorique, cette thèse propose de considérer le lien entre criticité du capital naturel et son niveau d'anthropisation. La prise en compte de l'action humaine dans la production d'actifs naturels critiques ouvre un champ de recherches dans la définition, la caractérisation des capitaux et des moyens humains pour les gérer durablement, et offre aux décideurs et aménageurs des connaissances utiles à la compréhension d'éléments qui déterminent le niveau de durabilité du développement.

Références bibliographiques

- Allaire, G, Cahuzac, E et Simioni, M. 2009. « Contractualisation et diffusion spatiale des mesures agro-environnementales herbagères », *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, vol. 90, n° 1, p. 23-50.
- Aubertin, C et FD Vivien. 1998. « Les enjeux de la biodiversité ».
- Barre, Kevin. 2017. *Mesurer et compenser l'impact de l'éolien sur la biodiversité en milieu agricole*, MNHN PARIS.
- Bekessy, Sarah A., Brendan A. Wintle, David B. Lindenmayer, Michael A. Mccarthy, Mark Colyvan, Mark A. Burgman et Hugh P. Possingham. 2010. « The biodiversity bank cannot be a lending bank », *Conservation Letters*, vol. 3, no 3 : 151-158.
- BenDor, Todd, Joel Sholtes et Martin W. Doyle. 2009. « Landscape characteristics of a stream and wetland mitigation banking program », *Ecological Applications*, vol. 19, no 8 : 2078-2092.
- Beretti, Antoine et Grolleau, Gilles. 2016. « Do past states and causes of soil degradation affect interest and stated willingness-to-pay values? Evidence from a quasi-experimental survey », *International Journal of Sustainable Development*, vol. 19, n° 1, p. 54.
- Bikhchandani, Sushil, Hirshleifer, David et Welch, Ivo. 1998. « Learning from the Behavior of Others: Conformity, Fads, and Informational Cascades », *Journal of Economic Perspectives*, vol. 12, n° 3, p. 151-170.
- Billy, V de, Tournebize, J, Barnaud, G et Benoit, M. 2015. *Compenser la destruction de zones humides: quelques réflexions issues du projet d'aéroport de Notre-Dame-des-Landes (France)*.
- Bithas, Kostas. 2011. « Sustainability and externalities: Is the internalization of externalities a sufficient condition for sustainability? », *Ecological Economics*, vol. 70, no 10 : 1703-1706.
- Bodin, Örjan et Beatrice I. Crona. 2008. « Management of Natural Resources at the Community Level: Exploring the Role of Social Capital and Leadership in a Rural Fishing Community », *World Development*, vol. 36, no 12 : 2763-2779.
- Boisvert, Valérie. 2000. « Biodiversité et théories économiques des droits de propriété: une mise en perspective des négociations entourant la Convention sur la diversité biologique: thèse », Université de Versailles St Quentin en Yvelines.
- Boisvert, Valérie. 2015. « La compensation écologique : marché ou marchandage ? », *Revue internationale de droit économique*, t. XXIX, no 2 : 183-209.
- Boussemart, Jean Philippe, Leleu, Hervé et Ojo, Oluwaseun. 2011. « Could society's willingness to reduce pesticide use be aligned with farmers' economic self-interest? », *Ecological Economics*, vol. 70, n° 10, p. 1797-1804.
- Boyd, James et Banzhaf, Spencer. 2007. « What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units », *Ecological Economics*, vol. 63, n° 2-3, p. 616-626.
- Brand, Fridolin. 2009. « Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development », *Ecological Economics*, vol. 68, no 3 : 605-612.
- Brundtland, G, M Khalid et S Agnelli. 1987. *Our Common Future* ['Brundtland report'], Oxford.

- Buisson, Elise et Thierry Dutoit. 2006. « Creation of the natural reserve of La Crau: Implications for the creation and management of protected areas », *Journal of Environmental Management*, vol. 80, no 4 : 318-326.
- Bull, Joseph W., Suttle, K. Blake, Singh, Navinder J., Milner-Gulland, E. J. et Gordon, Ascelin. 2013. « Biodiversity offsets in theory and practice », *Oryx*, vol. 47, n° 03, p. 369-380.
- Burgin, Shelley. 2008. « BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation », *Biodiversity and Conservation*, vol. 17, no 4 : 807-816.
- Burkhard, Benjamin, Kandziora, Marion, Hou, Ying et Müller, Felix. 2014. « Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification », *Landscape Online*, vol. 34, n° 1, p. 1-32.
- Calvet, Coralie et Napoléone, Claude. 2013. « Peut-on protéger la nature par des mécanismes marchands ? », *Écologie et conservation d'une steppe méditerranéenne. La plaine de Crau.*, p. 246-265.
- Calvet, Coralie, Claude Napoléone et Jean-Michel Salles. 2015. « The Biodiversity Offsetting Dilemma: Between Economic Rationales and Ecological Dynamics », *Sustainability*, vol. 7, no 6 : 7357-7378.
- Calvet, Coralie, Coent, P. Le, Napoleone, Claude et Quétier, Fabien. 2017. « Challenges of achieving biodiversity offsetting through agri-environmental schemes: evidence from an empirical study », *Working Paper LAMETA DR*, p. 54.
- Calvet, Coralie. 2015. *Analyse de l'utilisation de la compensation écologique dans les politiques publiques comme outil de conciliation des intérêts économiques et des objectifs de conservation de la biodiversité*, Université d'Avignon.
- Cardona, A, Innovation, C Lamine - Proceedings of a symposium on et 2010, Undefined. 2010. « Multi-actor projects and participative policies: a way of developing sustainable and organic farming? », in *Proceedings of a symposium on Innovation and Sustainable Development in Agriculture and Food*, Montpellier, France, 28 June to 1st July 2010., Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD) : .
- Chabé-Ferret, S. et Subervie, J. 2010. « Evaluating Agro-Environmental Schemes by DID Matching : Theoretical Justification , Robustness Tests and Application to a French Program », June, p. 1-32.
- Chantre, Emilia. 2011. *Apprentissages des agriculteurs vers la réduction d'intrants en grandes cultures : Cas de la Champagne Berrichonne dans les années 1985-2010*, AgroParisTech.
- Chapman, Abbie S.A., Tunnicliffe, Verena et Bates, Amanda E. 2018. « Both rare and common species make unique contributions to functional diversity in an ecosystem unaffected by human activities », *Diversity and Distributions*, p. 568-578.
- Chevassus-Au-Louis, Bernard, Sabine Bielsa, Gilles Martin, Jean-Luc L PUJOL, Dominique Richard et Jean-Michel Salles. 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique*, Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche.
- Chichilnisky, Graciela. 1996. « An axiomatic approach to sustainable development », *Social Choice and Welfare*, vol. 13, no 2 : 231-257.

- Ciriacy-Wantrup, SV. 1963. Resource conservation: economics and policies, Univ of California Press.
- Cleveland, CJ, DI Stern et R Costanza. 2001. The economics of nature and the nature of economics, Edward Elgar Publishing.
- Coase, RH. 1960. « The problem of social cost », in Classic papers in natural resource economics, LondonPalgrave Macmillan: 87-137.
- Coley, Rebekah Levine, Kuo, Frances E. et Sullivan, William C. 1997. « Where does community grow? The social context created by nature in urban public housing », Environment and Behavior, vol. 29, n° 4, p. 468-494.
- Collier, A., Cotterill, A., Everett, T., Muckle, R., Pike, T. et Vanstone, A. 2010. Understanding and influencing behaviours: a review of social research, economics and policy making in Defra.
- Costanza, Robert et Herman E. Daly. 1992. « Natural Capital and Sustainable Development », Conservation Biology, vol. 6, no 1 : 37-46.
- Costanza, Robert, Ralph Arge, Rudolf De Groot, Stephen Farberk, Monica Grasso, Bruce Hannon, Karin Limburg, Shahid Naeem, Robert V O Neill, Jose Paruelo, Robert G Raskin et Paul Suttonkk. 1997. « The value of the world ' s ecosystem services and natural capital », Nature, vol. 387, May : 253-260.
- Daly, Herman E. 1990. « Toward some operational principles of sustainable development », Ecological Economics, vol. 2, no 1 : 1-6.
- Dodds, GW, MJ Appleby et L Campbell. 1995. A management guide to birds of upland farmland, Royal Society for the Protection of Birds.
- Doussan, Isabelle. 2015. « Compensation écologique : le droit des biens au service de la création de valeurs écologiques et après ? », in S.Vanuxem et C.Guibet Lafaye, Repenser la propriété, un essai de politique écologique, Presses Un.S.Vanuxem: 99-113.
- Drechsler, Martin et Florian Hartig. 2011. « Conserving biodiversity with tradable permits under changing conservation costs and habitat restoration time lags », Ecological Economics, vol. 70, no 3 : 533-541.
- Ducos, Géraldine, Dupraz, Pierre et Bonnieux, François. 2009. « Agri-environment contract adoption under fixed and variable compliance costs », Journal of Environmental Planning and Management, vol. 52, n° 5, p. 669-687.
- Egoh, Benis, Mathieu Rouget, Belinda Reyers, Andrew T. Knight, Richard M. Cowling, Albert S. van Jaarsveld et Adam Welz. 2007. « Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review », Ecological Economics, vol. 63, no 4 : 714-721.
- Ekins, Paul, Sandrine Simon, Lisa Deutsch, Carl Folke et Rudolf De Groot. 2003. « A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability », Ecological Economics, vol. 44, no 2-3 : 165-185.
- Ekins, Paul. 2014. « Strong sustainability and critical natural capital », in Handbook of sustainable development, 2nd Ed. Cheltenham, UK: Edward Elgar: 55-71.
- Etrillard, Claire et Pech, Michel. 2015. « Mesures de compensation écologique : risques ou opportunités pour le foncier agricole ? », [Vertigo] La revue électronique en sciences de l'environnement, vol. 12, n° 2.

- Falconer, Katherine et Saunders, Caroline. 2002. « Transaction costs for SSSIs and policy design », *Land Use Policy*, vol. 19, n° 2, p. 157-166.
- Faucheux, S et M O'Connor. 1999. « Natural capital and the national product: a controversial terrain », *International Journal of development planning literature*, vol. 14, no 2 : 233-274.
- Figuières, C. 2007. « Une brève analyse économique orthodoxe du concept de développement durable », *Économie rurale. Agricultures, alimentations, territoires*, vol. 300: 79-84.
- Funtowicz, Silvio, Jerome Ravetz et Martin O'Connor. 1998. « Challenges in the use of science for sustainable development », *International Journal of Sustainable Development*, vol. 1, no 1 : 99.
- Gafsi, Mohamed, Legagneux, Bruno, Nguyen, Geneviève et Robin, Patrice. 2006. « Towards sustainable farming systems: Effectiveness and deficiency of the French procedure of sustainable agriculture », *Agricultural Systems*, vol. 90, n° 1-3, p. 226-242.
- Gaston, Kevin J et Fuller, Richard A. 2008. « Commonness, population depletion and conservation biology. », *Trends in ecology & evolution*, vol. 23, n° 1, p. 14-19.
- Gibbons, Philip et David B. Lindenmayer. 2007. « Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? », *Ecological Management & Restoration*, vol. 8, no 1 : 26-31.
- Gross, Liza. 2006. « Assessing Ecosystem Services to Identify Conservation Priorities », *PLoS Biology*, vol. 4, no 11 : e392.
- Hardin, G. 1968. « The tragedy of the commons. The population problem has no technical solution; it requires a fundamental extension in morality. », *Science (New York, N.Y.)*, vol. 162, no 3859 : 1243-1248.
- Hardisty, David J., Johnson, Eric J. et Weber, Elke U. 2010. « A dirty word or a dirty world? attribute framing, political affiliation, and query theory », *Psychological Science*, vol. 21, n° 1, p. 86-92.
- Hartwick, JM. 1977. « Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources », *The American Economic Review*, vol. 67, no 5 : 972-974.
- Heal, G. 1998. « Interpreting sustainability », in *Sustainability: Dynamics and Uncertainty*, Springer, Dordrecht: 3-22.
- Hernandez-Zakine. 2012. « Avec les mesures de compensation, faire d'une contrainte juridique, un atout de développement pour les entreprises agricoles. », *Agriculteurs de France*, vol. 198, p. 22-24.
- Hicks, J. R. 1939. « The Foundations of Welfare Economics », *The Economic Journal*, vol. 49, no 196 : 696.
- Jacquet, Florence, Butault, Jean Pierre et Guichard, Laurence. 2011. « An economic analysis of the possibility of reducing pesticides in French field crops », *Ecological Economics*, vol. 70, n° 9, p. 1638-1648.
- Jager, W., M. A. Janssen, H. J.M. De Vries, J. De Greef et C. A.J. Vlek. 2000. « Behaviour in commons dilemmas: Homo economicus and Homo psychologicus in an ecological-economic model », *Ecological Economics*, vol. 35, no 3 : 357-379.
- Jenni, Karen E. et George Loewenstein. 1997. « Explaining the “ Identifiable Victim Effect ” », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 14: 235-257.

- Jones, L., Norton, L., Austin, Z., Browne, A. L., Donovan, D., Emmett, B. A., Grabowski, Z. J., Howard, D. C., Jones, J. P.G., Kenter, J. O., Manley, W., Morris, C., Robinson, D. A., Short, C., Siriwardena, G. M., Stevens, C. J., Storkey, J., Waters, R. D. et Willis, G. F. 2016. « Stocks and flows of natural and human-derived capital in ecosystem services », *Land Use Policy*, vol. 52, p. 151-162.
- Jouvet, Pierre-André, Philippe Michel et Gilles Rotillon. 2005. « Optimal growth with pollution: how to use pollution permits? », *Journal of Economic Dynamics and Control*, vol. 29, no 9 : 1597-1609.
- Kaennel, M. 1998. « Biodiversity: A diversity in definition », *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*, vol. 51, no 18 : 71-81.
- Kaldor, Nicholas. 1939. « Welfare Propositions of Economics and Interpersonal Comparisons of Utility », *The Economic Journal*, vol. 49, no 195 : 549.
- Kates, Robert W. et William C. Clark. 1996. « Environmental Surprise: Expecting the Unexpected? », *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, vol. 38, no 2 : 6-34.
- Keizer, Kees, Lindenberg, Siegwart et Steg, Linda. 2008. « The Spreading of Disorder », *Science*, vol. 322, n° 5908, p. 1681-1685.
- Kennedy, Christina M, Miteva, Daniela A, Hawthorne, Peter, Miteva, Daniela A, Baumgarten, Leandro, Hawthorne, Peter L et Sochi, Kei. 2016. « Bigger is better : Improved nature conservation and economic returns from landscape-level mitigation Bigger is better : Improved nature conservation and economic returns from », *Science advances*, vol. 2, n° 7, p. 9.
- Keren, Gideon et Roelofsma, Peter. 1995. « Immediacy and Certainty in Intertemporal Choice », *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, vol. 63, n° 3, p. 287-297.
- Kiesecker, Joseph M., Copeland, Holly, Pocewicz, Amy, Nibbelink, Nate, McKenney, Bruce, Dahlke, John, Holloran, Matt et Stroud, Dan. 2009. « A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale », *BioScience*, vol. 59, n° 1, p. 77-84.
- Kreitler, Jason, Schloss, Carrie A., Soong, Oliver, Hannah, Lee et Davis, Frank W. 2015. « Conservation planning for offsetting the impacts of development: A case study of biodiversity and renewable energy in the Mojave Desert », *PLoS ONE*, vol. 10, n° 11, p. 1-15.
- Kuhfuss, Laure. 2013. *Contrats agro-environnementaux : évaluation et dispositifs innovants en France*, Université Montpellier 1, Faculté des Sciences Economiques.
- Kuo, Frances E., Bacaicoa, Magdalena et Sullivan, William C. 1998. « Transforming inner-city landscapes: Trees, sense of safety, and preference », *Environment and Behavior*, vol. 30, n° 1, p. 28-59.
- Lamine, C, Meynard, JM, Bui, S et Messéan, A. 2010. « Réductions d'intrants: des changements techniques, et après? Effets de verrouillage et voies d'évolution à l'échelle du système agri-alimentaire », *Innovations agronomiques*, vol. 8, p. 121-134.
- Lamine, Claire. 2011. « Anticiper ou temporiser: injonctions environnementales », *Sociologie du Travail*, vol. 53, n° 1, p. 75-92.
- Larrère, C et R Larrère. 1997. « Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de l'environnement », *Natures Sciences Sociétés*, vol. 5, no 3 : 84.

- Levrel, Harold, Julien Hay, Adeline Bas, Pascal Gastineau et Sylvain Pioch. 2012. « Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité », *Natures Sciences Sociétés*, vol. 20, no 1 : 16-29.
- Louis, Mathilde et Rousset, Sylvain. 2010. « Coûts de transaction et adoption des contrats agroenvironnementaux Le cas des MAE territorialisées à enjeu DCE en Poitou-Charentes », *Colloque SFER Cemagref*, p. 27
- Lu, Flora E. 2001. « The common property regime of the Huaorani Indians of Ecuador: Implications and challenges to conservation », *Human Ecology*, vol. 29, no 4 : 425-447.
- Lucas, Marthe. 2012. « Étude Juridique de La compensation écologique », Thèse de doctorat, Strasbourg.
- Margules, CR et RL Pressey. 2000. « Systematic conservation planning », *Nature*, vol. 405, no 6783 : 243.
- McKenney, Bruce A. et Joseph M. Kiesecker. 2010. « Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks », *Environmental Management*, vol. 45, no 1 : 165-176.
- Meadows, DH et DL Meadows. 1972. « The limits to growth », New York.
- Mermet, L, R Billé, M Leroy, JB Narcy et X Poux. 2005. « L'analyse stratégique de la gestion environnementale: un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement », *Natures sciences sociétés*, vol. 13, no 2 : 127-137.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2003. « Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment », Island Press, Washington, DC.
- Moilanen, Atte, Teeffelen, Astrid J a Van, Ben-Haim, Yakov et Ferrier, Simon. 2009. « How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat », *Restoration Ecology*, vol. 17, n° 4, p. 470-478.
- Mooney, H et G Mace. 2009. « Biodiversity Policy Challenges », *Science*, vol. 325, no 5947 : 1474-1474.
- Mzoughi, Naoufel. 2011. « Farmers adoption of integrated crop protection and organic farming: Do moral and social concerns matter? », *Ecological Economics*, vol. 70, n° 8, p. 1536-1545.
- Noël, Jean-François et Martin O'Connor. 1998. « Strong sustainability and critical natural capital », in *Valuation for Sustainable Development: Methods and Policy Indicators.*, Edward Elgar, Cheltenham: 75-97.
- Noss, Reed F. 1990. « Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach », *Conservation Biology*, vol. 4, no 4 : 355-364.
- Ostrom, E. 1999. « Revisiting the Commons: Local Lessons, Global Challenges », *Science*, vol. 284, no 5412 : 278-282.
- Pearce, DW. 1993. *Economic values and the natural world*.
- Peerlings, Jack et Polman, Nico. 2009. « Farm choice between agri-environmental contracts in the European Union », *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 52, n° 5, p. 593-612.

- Perrings, C, C Folke, CS Holling et BO Jansson. 1997. *Biodiversity loss: economic and ecological issues*, Cambridge.
- Perrings, Charles. 1991. « Ecological sustainability and environmental control », *Structural Change and Economic Dynamics*, vol. 2, no 2 : 275-295.
- Pigou, AC. 1920. *The Economics of Welfare*, 4th, London: Macmillan.
- Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman et T. M. Brooks. 1995. « The Future of Biodiversity », *Science*, vol. 269, no 5222 : 347-350.
- Quétier, Fabien et Sandra Lavorel. 2011. « Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions », *Biological Conservation*, vol. 144, no 12 : 2991-2999.
- Raffaelli, Dave et White, Piran C.L. 2013. « Ecosystems and Their Services in a Changing World: An Ecological Perspective », *Advances in Ecological Research*, vol. 48, p. 1-70.
- Rega, Carlo. 2013. « Ecological compensation in spatial planning in Italy », *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 31, n° 1, p. 45-51.
- Regnery, Baptiste, Quétier, Fabien, Cozannet, Naïg, Gaucherand, Stéphanie, Laroche, Antoine, Burylo, Mélanie et Couvet, Denis. 2013. « Mesures compensatoires pour la biodiversité : comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance ? », *Sciences Eaux & Territoires*, hors-série, n° 12, p. 1-8.
- Remme, Roy P., Schröter, Matthias et Hein, Lars. 2014. « Developing spatial biophysical accounting for multiple ecosystem services », *Ecosystem Services*, vol. 10, p. 6-18.
- Roach, Brian et William W. Wade. 2006. « Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis », *Ecological Economics*, vol. 58, no 2 : 421-433.
- Robert Carole, 2012. « "Environnement et territoires : la compensation des atteintes à la biodiversité » *Chambres d'agriculture*, 1009, 44-45.
- Ruto, Eric et Garrod, Guy. 2009. « Investigating farmers' preferences for the design of agri-environment schemes: A choice experiment approach », *Journal of Environmental Planning and Management*, vol. 52, n° 5, p. 631-647.
- Sala, O. E. 2000. « Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 », *Science*, vol. 287, no 5459 : 1770-1774.
- Salzman, J. et B. Ruhl. 2012. « Paying to Protect Watershed Services: Wetland Banking in the United States », in *Selling Forest Environmental Services*, Routledge.: 91-104.
- Sanderson, Eric W., Malanding Jaiteh, Marc A. Levy, Kent H. Redford, Antoinette V. Wannebo et Gillian Woolmer. 2002. « The Human Footprint and the Last of the Wild », *BioScience*, vol. 52, no 10 : 891.
- Scheffer, M, S Carpenter, JA Foley, C Folke et B Walker. 2001. « Catastrophic shifts in ecosystems », *Nature*, vol. 413, no 6856 : 591.
- Schroeder, Herbert W. 1991. « Preference and meaning of arboretum landscapes: Combining quantitative and qualitative data », *Journal of Environmental Psychology*, vol. 11, n° 3, p. 231-248.

Scott, JM et Jr TC Edwards. 1993. « Gap analysis: a geographic approach for assessing national biological diversity », *Natural Resources and Environmental Issues*, vol. 2, no 1 : 11.

Secrétariat De La Convention Sur La Diversité Biologique. 2010. « Protocole de Nagoya sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation relatif à la Convention sur la diversité biologique », Conférence des parties.

Sidgwick, H. 1887. *The Principles of Political Economy*, London.

Siebenhuner, B. 2000. « Homo sustinens - Towards a new conception of humans for the science of sustainability », *Ecological Economics*, vol. 32, n° 1, p. 15-25.

Smith, Adam. 1776. *The Wealth of Nations*.

Smith, V. Kerry et V. John Krutilla. 1979. « The economics of natural resource scarcity », In: Smith, V. (Ed.), *Scarcity and Growth Reconsidered*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.

Solbrig, Otto T. 1991. « The Origin and Function of Biodiversity », *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, vol. 33, no 5 : 16-38.

Solow, RM. 1974. « Intergenerational equity and exhaustible resources », *The review of economic studies*, vol. 41: 29-45.

Stanners, D et P Bourdeau. 1995. « Europe's environment: the Dobris assessment », in *Europe's environment: the Dobris assessment.*, Office for Official Publication of the European Communities.

Tallis, Heather, Mooney, Harold, Andelman, Sandy, Balvanera, Patricia, Cramer, Wolfgang, Karp, Daniel, Polasky, Stephen, Reyers, Belinda, Ricketts, Taylor, Running, Steve, Thonicke, Kirsten, Tietjen, Britta et Walz, Ariane. 2012. « A Global System for Monitoring Ecosystem Service Change », *BioScience*, vol. 62, n° 11, p. 977-986.

Tamini, Lota D. 2011. « A nonparametric analysis of the impact of agri-environmental advisory activities on best management practice adoption: A case study of Québec », *Ecological Economics*, vol. 70, n° 7, p. 1363-1374.

TEEB. 2010. *L'Économie des écosystèmes et de la biodiversité: intégration de l'économie de la nature. Une synthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB.*

Toman, MA. 1994. « Economics and "sustainability": balancing trade-offs and imperatives », *Land economics*: 399-413.

Tscharntke, T, A M Klein, A Kruess, I Steffan-Dewenter et C Thies. 2005. « Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management », *Ecological Letter*, vol. 8, no 8 : 857-874.

Turner, R E, a M Redmond et J B Zedler. 2001. « Count it by acre or function: Mitigation adds up to net loss of wetlands », *National Wetlands Newsletter*, vol. 23, no 6 : 5-16.

Turner, RK. 1993. « Sustainability: principles and practice », *Economics and Management; Principles and Practices*.

Underwood, Jared G. 2011. « Combining landscape-level conservation planning and biodiversity offset programs: A case study », *Environmental Management*, vol. 47, no 1 : 121-129.

Vaissière, Anne-Charlotte, Tardieu, Léa, Quétier, Fabien et Roussel, Sébastien. 2018. « Preferences for biodiversity offset contracts on arable land: a choice experiment study with farmers », *European Review of Agricultural Economics*, vol. 3, p. 1-25.

Vanslebrouck, Isabel, Huylenbroeck, Guido et Verbeke, Wim. 2002. « Determinants of the Willingness of Belgian Farmers to Participate in Agri-environmental Measures », *Journal of Agricultural Economics*, vol. 53, n° 3, p. 489-511.

Viardot, É. 1993. « L'intégration des contraintes de l'environnement naturel dans les choix stratégiques des grandes entreprises chimiques », Université de Nice.

Victor, Peter A. 1991. « Indicators of sustainable development: some lessons from capital theory », *Ecological Economics*, vol. 4, no 3 : 191-213.

Walpole, Matt, Rosamunde E.A. Almond, Charles Besançon, Stuart H.M. Butchart, Diarmid Campbell-Lendrum, Geneviève M. Carr, Ben Collen, Linda Collette, Nick C. Davidson, Ehsan Dulloo, Asghar M. Fazel, James N. Galloway, Michael Gill, Tessa Goverse, Marc Hockings, Danna J. Leaman, David H.W. Morgan, Carmen Revenga, Carrie J. Rickwood, Frederik Schutyser, Sarah Simons, Alison J. Stattersfield, Tristan D. Tyrrell, Jean Christophe Vié et Mark Zimsky. 2009. « Tracking progress toward the 2010 biodiversity target and beyond », *Science*, vol. 325, no 5947 : 1503-1504.

Zaval, Lisa, Ezra M. Markowitz et Elke U. Weber. 2015. « How Will I Be Remembered ? Conserving the Environment for the Sake of One's Legacy », *Psychological Science*, vol. 26, no 2 : 231-236.