



HAL
open science

La compensation écologique : le droit face aux contraintes territoriales et aux dynamiques écologiques : France, Colombie et Pérou

Katherine Salès

► To cite this version:

Katherine Salès. La compensation écologique : le droit face aux contraintes territoriales et aux dynamiques écologiques : France, Colombie et Pérou. Géographie. Université Panthéon-Sorbonne - Paris I, 2023. Français. NNT : 2023PA01H032 . tel-04786554

HAL Id: tel-04786554

<https://theses.hal.science/tel-04786554v1>

Submitted on 16 Nov 2024

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

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

Thèse pour l'obtention du grade de Docteur en géographie de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne

Présentée par

Katherine SALÈS

**La compensation écologique : le droit face aux
contraintes territoriales et aux dynamiques
écologiques**

France, Colombie et Pérou

Soutenue publiquement le 29 novembre 2023

Sous la codirection de Nathalie FRASCARIA-LACOSTE et Pascal MARTY

Composition du Jury :

Hervé BRÉDIF

Professeur des universités, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, LADYSS

Examineur

Francesca DI PIETRO

Maître de conférences, Université de Tours, CITERES

Examinatrice

Isabelle DOUSSAN

Directrice de recherche INRAE, GREDEG

Rapporteuse

Nathalie FRASCARIA-LACOSTE

Professeure AgroParisTech, Université Paris-Saclay, ESE

Co-directrice de thèse

Pascal MARTY

Professeur des universités, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, CNRS,
Maison française d'Oxford, directeur

Co-directeur de thèse

Sylvain PIOCH

Maître de conférences, Université Paul Valéry-Montpellier III, CEFE

Rapporteur

Marion AUBRAT

Développement durable, EIFFAGE

Invitée



Thèse pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne

École doctorale de géographie de Paris (n°434)

La compensation écologique : le droit face aux contraintes territoriales et aux dynamiques écologiques

France, Colombie et Pérou

Préparée au sein des laboratoires :

Laboratoire Dynamiques Sociales et Recomposition des Espaces (LADYSS), UMR 7533

Laboratoire Écologie, Systématique et Évolution (ESE), UMR 8079

Présentée et soutenue publiquement le 29 novembre 2023 par

Katherine SALÈS

Sous la codirection de Nathalie FRASCARIA-LACOSTE et Pascal MARTY

Composition du Jury :

Hervé BRÉDIF

Professeur des universités, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, LADYSS

Examineur

Francesca DI PIETRO

Maître de conférences, Université de Tours, CITERES

Examinatrice

Isabelle DOUSSAN

Directrice de recherche INRAE, GREDEG

Rapporteuse

Nathalie FRASCARIA-LACOSTE

Professeure AgroParisTech, Université Paris-Saclay, ESE

Co-directrice de thèse

Pascal MARTY

Professeur des universités, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, CNRS,
Maison française d'Oxford, directeur

Co-directeur de thèse

Sylvain PIOCH

Maître de conférences, Université Paul Valéry-Montpellier III, CEFE

Rapporteur

Marion AUBRAT

Développement durable, EIFFAGE

Invitée

Ces travaux de recherche ont été financés par la chaire d'entreprise Biodiversité, Environnement et Grandes Infrastructures (BEGI) de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, sous mécénat du groupe Eiffage.



À Éloïse

Remerciements

Je ne pensais pas faire de thèse. Vraiment. Je considérais avoir assez étudié, mais je me suis découverte en reprise d'études permanente. Après une petite mésaventure, obligée de ralentir, j'ai eu du temps pour réfléchir à la suite de ma vie professionnelle et une évidence s'est imposée : j'aimais la recherche, le fait de creuser un sujet et d'apprendre. Dans ces moments de questionnement, j'ai trouvé une écoute attentive et des conseils avisés auprès de Laurent Simon, Pierre Pech et Catherine Carré, qui m'avaient encadrée lorsque j'avais suivi le master Bioterre, à l'Institut de géographie de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne. Je les en remercie vivement.

Je tiens à remercier chaleureusement Nathalie Frascaria-Lacoste et Pascal Marty d'avoir accepté de codiriger ma thèse et de l'avoir si bien fait. J'ai ainsi pu évoluer dans un cocon de bienveillance. Malgré la distance que la pandémie de Covid-19 a imposée, ainsi que le départ de Pascal pour Oxford, leur grande disponibilité ne s'est jamais démentie. Je me considère particulièrement chanceuse d'avoir fait ce voyage intellectuel et humain en leur compagnie.

Je suis très reconnaissante à Hervé Brédif, Francesca di Pietro, Isabelle Doussan et Sylvain Pioch d'avoir accepté de faire partie de mon jury de thèse, et ainsi d'évaluer le résultat de mes recherches. Un très grand merci également aux membres de mon comité de thèse pour leurs commentaires riches et constructifs qui m'auront permis d'affiner et, le cas échéant, de réorienter les axes de recherche : Céline Clauzel, Aude Farinetti, Gilles Martin et Anne-Charlotte Vaissière.

Ces travaux de recherche ont été rendus possibles grâce au mécénat du groupe Eiffage, à travers la chaire d'entreprise Biodiversité Environnement et Grandes Infrastructures (BEGI) de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne. Je remercie tout particulièrement Marion Aubrat et Joachim Lémeri, pour leur confiance et pour m'avoir ouvert les portes d'ALIAE. C'est ainsi grâce à eux que j'ai pu rencontrer Thibaut Meskel, à qui j'exprime toute ma gratitude. Thibaut a toujours été d'une grande disponibilité, une source inépuisable d'informations (sur tous les sujets) ; échanger avec lui était comme échanger avec un ami de très longue date que j'ai toujours plaisir à retrouver.

J'adresse également ma gratitude à toutes les personnes qui ont accepté de m'accorder du temps pour répondre à mes questions lors des entretiens menés, que ce soit pour une étude de cas ou le *benchmark* sur la Colombie et le Pérou. Confinée derrière mon écran en pleine période de Covid-19, j'ai pu voyager en pensée de l'autre côté de l'Atlantique et découvrir les *bofedales* et les écosystèmes des hautes Andes.

Mes travaux m'ont aussi donné l'opportunité de collaborer à des projets de recherche. Un grand merci à Nathalie, Aude, Cécile et Caroline de m'avoir accueillie sur le projet PÉGASE, et à Carmen de me faire confiance sur le projet CENTRAAL.

Il m'est aussi important de remercier mes collègues de l'UMR LADYSS, sans lesquels ces années de doctorat n'auraient pas été aussi agréables. Les temps de respiration autour de repas au campus Condorcet et les échanges humainement très enrichissants m'ont été précieux.

Je n'ai pas de mots suffisants pour exprimer ma profonde gratitude envers celles et ceux qui m'ont soutenu et épaulé sans relâche dans cette aventure. Je pense tout d'abord à ma famille, en France et à l'étranger, qui m'a toujours encouragée. Je remercie ma mère et mon frère, Philippe, pour leur

soutien au quotidien et pour avoir joué les traqueurs de coquilles dans nombre de chapitres de cette thèse, malgré un emploi du temps parfois chargé. Je remercie mon père et Guylène, pourvoyeurs de jus de corossol, de *pikliz* et de *sòs pwa*, ces petits plaisirs qui rendent tout meilleur, même une thèse.

Un immense merci également à mes ami(e)s (ma famille élargie) pour leur soutien indéfectible, et en particulier : Sabrina, ma sœur de toujours et pour toujours ; Maya, Sarah, Amélie, Marianne et Aurélie, présentes sans faille ; Kit et Mercedes de par le monde ; et Paul, qui a notamment pris le temps de relire certaines parties avec son œil d'expert. Je remercie également Henri pour sa flexibilité. Cette liste est loin d'être exhaustive. Tant de personnes m'ont entourée au cours de ces années de doctorat, et je leur en suis à toutes extrêmement reconnaissante.

J'aimerais, enfin, remercier ma bouffée d'oxygène permanente, ma fille Éloïse, qui aura passé la moitié de sa vie à me voir préparer et rédiger cette thèse. Son amour inconditionnel, sa curiosité, ses sourires m'ont permis de rester bien ancrée dans la réalité, en dépit du travail assez solitaire qu'ont représenté mes recherches. Il m'importait de lui montrer que tout est possible et qu'il faut écouter ses aspirations, même si cela consiste en une thèse sur le tard. Brian May avait déjà montré l'exemple.

Productions scientifiques et enseignement

Communications écrites (publiées, soumises ou en préparation)

Salès, K. Objectivation de l'évaluation environnementale : regards croisés France–Colombie–Pérou. Article soumis le 22 novembre 2022, devant être inclus dans les actes du Colloque de la SFDE « L'évaluation environnementale face à l'impératif écologique » (20-21 octobre 2022), dont la publication est prévue dans la Revue juridique de l'environnement (date non encore arrêtée).

Salès, K., Frascaria-Lacoste, N., & Marty, P. (2023). The place of spatialized ecological information in defining and implementing biodiversity offsets policies. A comparative study of Colombia and France. *Environmental Science & Policy*, 147, 279-291. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2023.06.014>

Salès, K., Marty, P., & Frascaria-Lacoste, N. Tackling limitations in biodiversity offsetting? A comparison of the Peruvian and French approaches. Manuscrit soumis à la revue *Regional Environmental Change* le 26 février 2023 et révisé le 13 septembre 2023.

Salès, K., Marty, P., & Frascaria-Lacoste, N. La compensation écologique, des arrangements sous la contrainte. Illustration par l'étude d'une infrastructure linéaire de transport. Article en préparation pour soumission à la revue *Natures Sciences Sociétés*.

Communications orales

Salès, K. (2022). *Interests and challenges of a comparative law and institutions approach: the case of environmental assessment* GS Biosphera. Journées scientifiques de la Graduate School Biosphera, 13-14 octobre 2022, Saclay, France.

Salès, K. (2022, octobre 20). *Objectivation de l'évaluation environnementale : Regards croisés France -Colombie -Pérou*. L'évaluation environnementale face à l'impératif écologique, Colloque SFDE, 20-21 octobre 2022, Sceaux, France.

Salès, K. (2023). *Improvement of the ecological transparency of a linear infrastructure: The case of the RCEA (A79)*. Journée Jeunes Chercheurs ITTECOP : Infrastructures, écologie, paysages, société et territoires, 8 juin 2023, Strasbourg, France.

Collaboration à des projets de recherche

Projet de recherche PÉGASE. Gouvernance de l'évaluation environnementale. Air, Paysages, Écosystème (programme ITTECOP). Rapport final (première version) déposé en octobre 2023, 461 pages.

Projet international d'enseignement et recherche CENTRAAL. Cartographie des politiques de protection de l'ENvironnement et infrastructures de TRANsport en Amérique Latine. Labellisé ITTECOP. <https://centraal.hypotheses.org/>

Enseignement

Salès, K. (2020). *Étude d'impact et séquence ERC*. Intervention à l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, Institut de géographie, Master Bioterre.

Salès, K. (2022). *L'étude d'impact sur l'environnement : cadre juridique et fonctionnement pratique*. Intervention à l'Université AgroParisTech, domaine d'approfondissement Science politique, écologique et stratégie (SPES)

Sommaire

Première Partie : La compensation écologique dans le paysage international et français	11
Chapitre 1. La compensation écologique, une panacée ?	13
I. L'érosion de la biodiversité poursuit sa course	14
II. La compensation écologique : un outil de protection de la biodiversité ?	17
III. Quelles évolutions pour la compensation écologique ?	20
Chapitre 2. Les déclinaisons territoriales de la compensation écologique	23
I. La compensation écologique : un sujet international	27
II. La compensation écologique en territoire juridique	40
III. La mise en œuvre de la compensation écologique : une déclinaison territoriale à la fois écologique et sociale	67
IV. Quand la compensation écologique donne lieu à des conflits territoriaux : le recours contentieux et la voix des juges	84
V. Les objectifs de la thèse	94
Chapitre 3. Terrains et matériaux empiriques	97
I. Choix des terrains et matériaux empiriques	97
II. La RCEA, nouvelle autoroute A79	98
III. Le GCO, nouvelle autoroute A355	107
IV. <i>Benchmark</i> international sur la compensation écologique : Colombie et Pérou	113
Deuxième Partie. La compensation écologique : territoires, contentieux, <i>benchmark</i> international	123
Chapitre 4. La compensation écologique : un arrangement entre acteurs	125
I. Méthodologie	125
II. L'évolution du projet : de la construction de la RCEA dans les années 1970 à la mise en service de l'A79 en 2022	127
III. Les mesures compensatoires, résultat d'un arrangement territorial dans un cadre contraint	135
IV. Conclusion	149
Chapitre 5. La compensation écologique appréhendée par les juges : le contentieux GCO	151
I. Méthodologie	151
II. La chronologie du projet GCO (A355) et des contentieux administratifs introduits	153

III.	L'analyse des décisions juridictionnelles rendues dans le dossier GCO (A355)	157
IV.	Conclusion sur les enseignements du contentieux GCO (A355).....	181
Chapitre 6. Regards croisés France, Colombie, Pérou.....		187
I.	Méthodologie.....	187
II.	Présentation des cadres juridiques colombien et péruvien.....	188
III.	Une comparaison de l'approche française de la compensation écologique avec les approches colombienne et péruvienne	196
IV.	Conclusion.....	252
Troisième Partie. Enseignements et perspectives		253
Chapitre 7. Discussion et perspectives		255
I.	Les principaux apports des trois terrains de recherche	255
II.	Le manque chronique de ressources, un frein à l'efficacité de la compensation	258
III.	La difficile contribution de la compensation à la lutte contre l'artificialisation des sols.....	259
IV.	Anticiper la planification ou planifier l'anticipation ?	260
V.	La nécessité d'une évaluation de politique publique	261
Chapitre 8. Conclusion générale.....		265
Bibliographie		267
Annexes		293

Liste des acronymes et abréviations

AAU	Autorité environnementale urbaine (<i>Autoridad Ambiental Urbana</i>) (Colombie)
ABF	Architecte des bâtiments de France
Ae	Autorité environnementale
AFB	Agence française pour la biodiversité
Al.	Alinéa
ALIAE	Autoroute de liaison Atlantique Europe (société)
AM	Arrêté ministériel
ANLA	Autorité nationale des autorisations environnementales (<i>Autoridad Nacional de Licencias Ambientales</i>) (Colombie)
AP	Arrêté préfectoral
APRR	Autoroutes Paris-Rhin-Rhône (société)
ARB	Agence régionale de biodiversité
ARCOS	Société concessionnaire de l'autoroute du contournement ouest de Strasbourg
ARS	Agence régionale de santé
Art.	Article
AUC	Groupes unis d'autodéfense de Colombie (<i>Autodefensas Unidas de Colombia</i>)
BBOP	Business and Biodiversity Offsets Program
BPV	Barrière pleine voie
BRE	Bail rural à clauses environnementales
CAA	Cour administrative d'appel
CAR	Corporation autonome régionale (<i>Corporación Autónoma Regional</i>) (Colombie)
CBD	Convention sur la diversité biologique (<i>Convention on Biological Diversity</i>)
CC	Communauté de communes
C. civ.	Code civil
CDS	Corporation de développement durable (<i>Corporación de Desarrollo Sostenible</i>) (Colombie)
CEN	Conservatoire d'espaces naturels
C. env.	Code de l'environnement
CGCT	Code général des collectivités territoriales
CGDD	Commissariat général au développement durable
CGEDD	Conseil général de l'environnement et du développement durable
CJA	Code de justice administrative
CJUE	Cour de justice de l'Union européenne
CLE	Commission locale de l'eau
CLEA	Groupement concepteur-constructeur Construction de la liaison Europe Atlantique
CNDP	Commission nationale du débat public
CNPN	Conseil national de la protection de la nature

COP	Conférence des parties
CPDP	Commission particulière du débat public
C. rur.	Code rural et de la pêche maritime
CSRPN	Conseil scientifique régional du patrimoine naturel
C. urba.	Code de l'urbanisme
DAU	Dossier d'autorisation unique
DDAE	Dossier de demande d'autorisation environnementale
DDT	Direction départementale des territoires
DPF	Domaine public fluvial
DRAC	Direction régionale des affaires culturelles
DREAL	Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
D.S.	Décret suprême (Pérou)
DUP	Déclaration d'utilité publique
EBC	Espace boisé classé
EIE	Étude d'impact environnemental
EIE-d	Étude d'impact environnemental détaillée (Pérou)
EIE-sd	Étude d'impact environnemental semi-détaillée (Pérou)
ELN	Ejército de Liberación Nacional (Armée de libération nationale)
EPCI	Établissement public de coopération intercommunale
EPP	Évaluation des politiques publiques
ERC	Éviter-Réduire-Compenser
FARC	Forces armées révolutionnaires colombiennes
GéoMCE	Base de données nationale des mesures de compensation écologique
Ha	Hectare
ICPE	Installation classée pour la protection de l'environnement
IGEDD	Inspection générale de l'environnement et du développement durable
IOTA	Installations, ouvrages, travaux, activités (loi sur l'eau)
IPBES	Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (<i>Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services</i>)
JOCE	Journal officiel des Communautés européennes
JORF	Journal officiel de la République française
JOUE	Journal officiel de l'Union européenne
LGV	Ligne à grande vitesse
Loi Biodiversité	Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages
Loi NOTRe	Loi n° 2015-991 du 7 août 2015 portant nouvelle organisation territoriale de la République
Loi SRU	Loi n° 2000-1208 du 13 décembre 2000 relative à la solidarité et au renouvellement urbains
LPO	Ligue pour la protection des oiseaux

MADS	Ministère de l'environnement et du développement durable (<i>Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible</i>) (Colombie)
MINAM	Ministère de l'environnement du Pérou (<i>Ministerio del Ambiente</i>)
NNL	Absence de perte nette (<i>No Net Loss</i>)
OAP	Orientations d'aménagement et de programmation
ODD	Objectifs de développement durable
OEFA	Organisme d'évaluation et d'inspection environnementale (<i>Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental</i>) (Pérou)
OFB	Office français de la biodiversité
OMD	Objectifs du millénaire pour le développement
ONTVB	Orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques
ONU	Organisation des Nations Unies
ORE	Obligation réelle environnementale
PA	Permis d'aménager
PADD	Projet d'aménagement et de développement durable
Par.	Paragraphe
P. ex.	Par exemple
PNA	Plan national d'actions
PND	Programme national de développement (Colombie)
PLU	Plan local d'urbanisme
PLUi	Plan local d'urbanisme intercommunal
POS	Plan d'occupation des sols
PRA	Plan régional d'actions
Préc.	Précité
QPC	Question prioritaire de constitutionnalité
RCEA	Route Centre Europe Atlantique
Req.	Requête
RGPD	Règlement général sur la protection des données (Règlement (UE) 2016/679)
RIIPM	Raison impérative d'intérêt public majeur
R.M.	Résolution ministérielle (Pérou)
RNNVA	Réserve naturelle nationale du Val d'Allier
RNU	Règlement national d'urbanisme
SAFER	Société d'aménagement foncier et d'établissement rural
SAGE	Schéma d'aménagement de gestion des eaux
SANEF	Société des autoroutes du nord et de l'est de la France
SCoT	Schéma de cohérence territoriale
SDAGE	Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux
SENACE	Service national de certification environnementale pour les investissements durables (<i>Servicio Nacional de Certificación Ambiental para Inversiones Sostenibles</i>) (Pérou)

SEIA	Système national d'évaluation de l'impact environnemental (<i>Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental</i>) (Pérou)
SFDE	Société française pour le droit de l'environnement
SIC	Site d'intérêt communautaire
SINA	Système national de l'environnement (<i>Sistema Nacional Ambiental</i>) (Colombie)
SNC	Site naturel de compensation
SRADDT	Schéma régional d'aménagement et de développement durable du Territoire
SRADDET	Schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires
SRCE	Schéma régional de cohérence écologique
TA	Tribunal administratif
T. confl.	Tribunal des conflits
TFUE	Traité sur le fonctionnement de l'Union européenne
TVB	Trame verte et bleue
UE	Union européenne
ZAN	Zéro artificialisation nette
ZNIEFF	Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique
ZPS	Zone de protection spéciale
ZSC	Zone spéciale de conservation

Première Partie : La compensation écologique dans le paysage international et français

Le Chapitre 1 présente la place grandissante qu'occupent les préoccupations environnementales depuis les années 1960-1970 et la résonnance qu'elles ont pu trouver dans des textes juridiques de portée internationale et nationale. Toutefois, malgré cette prise de conscience, l'érosion de la biodiversité se poursuit. Si la compensation écologique est l'une des approches développées afin de lutter contre la perte de biodiversité, ce mécanisme a ses partisans et ses détracteurs. Les critiques de la compensation sont notamment d'ordre philosophique, éthique, mais également liées au manque d'efficacité du mécanisme. Cette inefficacité permet de s'interroger sur les évolutions possibles de la compensation écologique.

Le Chapitre 2 correspond à l'état de l'art. Il présente tout d'abord la compensation écologique à travers les apports des publications scientifiques internationales. Il détaille ensuite la manière dont ce mécanisme est pris en compte en droit français, et les questions liées à sa mise en œuvre. De nombreux grands projets d'infrastructures, dans lesquels des mesures compensatoires sont exigées, donnent lieu à des conflits territoriaux pouvant se traduire par des contentieux. Ce deuxième chapitre présente ainsi, également, l'organisation juridictionnelle française et les différents recours contentieux administratifs pouvant être introduits et intéressant les questions de compensation. L'ensemble de ces développements nous amène, enfin, à présenter la problématique de la thèse.

Dans le Chapitre 3, nous présentons nos différents terrains et matériaux empiriques, ainsi que la réflexion ayant conduit à les choisir. Le premier terrain concerne l'étude d'une infrastructure autoroutière (A79). Le second terrain porte également sur une infrastructure autoroutière (A355), avec toutefois une focalisation sur le contentieux auquel le projet a donné lieu. Enfin, nous présentons les pays étudiés dans le cadre de la réalisation d'un *benchmark* international sur la compensation (Colombie et Pérou).

Chapitre 1. La compensation écologique, une panacée ?

Les préoccupations environnementales ne sont pas nouvelles et se font de plus en plus entendre depuis les années 1960-1970. Dans son livre *Silent Spring* (*Printemps silencieux*), paru en 1962, la biologiste américaine Rachel Carson alertait ainsi sur les effets néfastes des pesticides sur l'environnement, et leur caractère biocide sur des espèces non ciblées, en particulier sur les oiseaux¹ mais également les poissons, à travers notamment la chaîne trophique (Carson, 1962). Elle mettait aussi l'accent sur le fait que les autorités publiques paraissaient faire le jeu des industries chimiques (Carson, 1962). Ce livre est considéré comme ayant lancé le mouvement écologiste (Davis, 2012; Robert, 2022). Les années 1970 sont également marquées par une montée de la prise de conscience des conséquences négatives du développement industriel sur l'environnement. Aux États-Unis, le premier Jour de la Terre (*Earth Day*) a ainsi lieu le 22 avril 1970 ; il deviendra planétaire en 1990 (Earthday.org, s. d.). En 1972, des scientifiques du Massachusetts Institute of Technology publient *The Limits to Growth* (*Les Limites de la croissance*), ouvrage connu également comme le rapport Meadows, du nom de ses principaux auteurs (Meadows *et al.*, 1972). Le rapport Meadows exposait déjà l'impossibilité de poursuivre une croissance économique exponentielle dans un monde où les ressources sont finies.

Ces préoccupations environnementales ont trouvé une résonance dans des textes juridiques de portée internationale. L'on peut notamment citer les textes adoptés à la suite des deux premières conférences mondiales consacrées à l'environnement, à savoir la déclaration de Stockholm de 1972² et celle de Rio de 1992³ (non juridiquement contraignantes), importants jalons dans l'évolution du droit international environnemental (Handl, 2013). Ainsi, dès 1972 étaient adoptés des principes et objectifs généraux en matière de politiques environnementales. La déclaration de Stockholm, bien que portant sur l'environnement humain dans une « *conception instrumentaliste de l'environnement* » (Handl, 2013), énonçait notamment que « *les ressources naturelles du globe, y compris l'air, l'eau, la terre, la flore et la faune, et particulièrement les échantillons représentatifs des écosystèmes naturels, doivent être préservés dans l'intérêt des générations présentes et à venir par une planification ou une gestion attentive selon que de besoin* »

¹ Le choix d'intituler son ouvrage *Printemps silencieux* est reflété dans le passage ouvrant le chapitre intitulé « Et nul oiseau ne chante » :

Sur des portions de plus en plus nombreuses du territoire américain, le retour des oiseaux n'annonce plus le printemps, et le lever du soleil, naguère empli de la beauté de leur chant, est étrangement silencieux. La disparition soudaine du chant des oiseaux, la suppression de la couleur, de la beauté et de la valeur qu'ils apportent à notre monde est survenue en douceur, insidieusement, sans même que s'en rendent compte ceux qui, chez eux, ne sont pas encore touchés par ce phénomène. (Carson, 2009)

² Déclaration de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement (Déclaration de Stockholm), *Rapport de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement*, 5-16 juin 1972 à Stockholm, Nations Unies, A/CONF.48/14, 2 et Corr.1 (1972).

³ Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement, *Rapport de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement*, 3-4 juin 1992 à Rio de Janeiro, Nations Unies, A/CONF.151/26 (Vol. I), 12 août 1992, annexe I.

La déclaration de Stockholm se compose d'un préambule et de 26 principes, et celle de Rio d'un préambule et de 27 principes.

(Principe n°2) et que « *l'homme a une responsabilité particulière dans la sauvegarde et la sage gestion du patrimoine constitué par la flore et la faune sauvages et leur habitat, qui sont aujourd'hui gravement menacés par un concours de facteurs défavorables. La conservation de la nature, et notamment de la flore et de la faune sauvages, doit donc tenir une place importante dans la planification pour le développement économique* » (Principe n°4). Ces deux déclarations sont à mettre en regard avec d'autres textes juridiques internationaux revendiquant la valeur intrinsèque de toute forme de vie, à savoir la Charte mondiale de la nature de 1982⁴ et la Convention sur la diversité biologique (CBD, *Convention on Biological Diversity*) de 1992⁵. Handl (2013) note à cet égard que « *l'anthropocentrisme des deux déclarations [de Stockholm et de Rio] semble dater quelque peu* ».

Malgré cette prise de conscience de la nécessité de protéger notre planète, depuis plus de 60 ans déjà, les préoccupations environnementales se font toujours plus prégnantes et l'érosion de la biodiversité poursuit sa course.

I. L'érosion de la biodiversité poursuit sa course

Rapports après rapports, les données, informations et projections sont de plus en plus alarmantes. J. Baird Callicott, l'un des premiers philosophes de l'environnement (Callicott parle de « *philosophie de l'écologie* »), considère ainsi que le grand défi du XXIème siècle sera celui de la crise écologique⁶, laquelle pose des problèmes éthiques⁷ (Callicott, 2010). Il suffit, à titre d'illustration, de mentionner les rapports scientifiques successifs du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat et de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, selon son sigle anglais). Dans son rapport de 2019, l'IPBES note ainsi que le principal facteur de perte de biodiversité est le changement d'affectation des sols, qui résulte notamment de l'urbanisation et de l'expansion des infrastructures (IPBES, 2019). Les activités anthropiques et la modification de l'occupation des sols entraînent ainsi la perte et la fragmentation des habitats naturels (voir notamment Fahrig, 2017).

L'on parle ainsi de la sixième extinction de masse des espèces, résultat des activités humaines. Selon le rapport de l'IPBES, le taux d'espèces menacées d'extinction est des dizaines, voire des centaines, de fois plus élevé que la moyenne des 10 millions d'années passées, taux qui est amené à s'accélérer

⁴ Charte mondiale de la nature, Résolution 37/7 de l'Assemblée générale des Nations Unies, 28 octobre 1982.

https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/30897/ELGP5_FR.pdf?sequence=1&isAllowed=y

⁵ CBD, Rio de Janeiro, 5 juin 1992, Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1760, p. 79. <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf>

La CBD fait référence dès son préambule à « (...) *la valeur intrinsèque de la diversité biologique et de la valeur de la diversité et de ses éléments constitutifs sur les plans environnemental, génétique, social, économique, scientifique, éducatif, culturel, récréatif et esthétique* ».

⁶ Dans son ouvrage *Éthique de la terre*, Callicott (2010) indique que « *la plus grande opportunité philosophique et le plus gros défi intellectuel me semblait être celui de la "crise tranquille" (selon l'expression mémorable de Steward Udall) – la crise écologique* ».

⁷ J. Baird Callicott se définit comme un héritier d'Aldo Leopold, figure phare de l'environnementalisme américain (Callicott, 2010). Leopold a ainsi été le premier à conceptualiser la *land ethic* (éthique de la terre) en 1949, dans son ouvrage *Almanach d'un comté des sables* publié de manière posthume en 1966, dont le dernier chapitre est intitulé « *The Land Ethic* » (Callicott, 2010).

en l'absence de mesures suffisantes (IPBES, 2019). L'activité humaine est responsable de cet état de fait, et environ un million d'espèces sont déjà menacées d'extinction (IPBES, 2019).

La question de l'érosion de la biodiversité est partout. De nombreuses entités internationales affichent comme objectif de la stopper. L'on peut notamment citer les 17 Objectifs de développement durable (ODD) adoptés par l'Organisation des Nations Unies (ONU) en 2015 dans le cadre de son programme de développement durable à l'horizon 2030⁸, dont l'ODD 15 relatif à la vie terrestre affiche : « *préserver et restaurer les écosystèmes terrestres, en veillant à les exploiter de façon durable, gérer durablement les forêts, lutter contre la déforestation, la désertification, stopper et inverser le processus de dégradation des terres et mettre fin à l'appauvrissement de la biodiversité* ». L'ODD 14 concerne quant à lui la conservation de la biodiversité marine. Les ODD ont succédé aux huit Objectifs du millénaire pour le développement (OMD) adoptés en 2000⁹, objectifs qui devaient être atteints d'ici à 2015¹⁰. L'OMD 7 visait la préservation de l'environnement avec, entre autres, pour ambition de réduire la perte de la biodiversité et atteindre, d'ici à 2010, une diminution significative du taux de perte. Cet objectif de réduction de l'érosion de la biodiversité n'a pas été atteint, comme l'ONU l'a elle-même confirmé dans son rapport de 2015 sur les OMD (ONU, 2015).

L'Union européenne (UE) n'est pas en reste, en termes d'objectifs affichés à tout le moins. En 2011 paraît la première stratégie de l'UE en matière de biodiversité, à l'horizon 2020¹¹, déclinée en six objectifs et 20 actions visant à enrayer la perte de biodiversité (et la dégradation des services écosystémiques) dans l'UE (Commission européenne, 2011). Cette érosion n'ayant pu être contenue à l'horizon temporel fixé, l'UE s'est dotée d'une nouvelle stratégie à l'horizon 2030, intitulée « Ramener la nature dans nos vies »¹². Cette stratégie révisée, visant toujours à l'endigement de la perte de biodiversité et à la restauration des écosystèmes, affiche des objectifs très ambitieux, avec notamment un plan de restauration des écosystèmes terrestres et marins de l'UE qui prévoit la fixation d'objectifs de restauration de la nature juridiquement contraignants. C'est ainsi que la Commission européenne a proposé un Règlement relatif à la restauration de la nature en juin 2022¹³. Si le Conseil de l'UE est parvenu, le 20 juin 2023, à un accord sur cette

⁸ « Transformer notre monde : le Programme de développement durable à l'horizon 2030 », Résolution A/RES/70/1 de l'Assemblée générale des Nations Unies, 21 octobre 2015. https://unctad.org/system/files/official-document/ares70d1_fr.pdf

⁹ Déclaration du Millénaire, Résolution A/res/55/2 de l'Assemblée générale des Nations Unies, 8 septembre 2000. <https://www.un.org/french/millenaire/ares552f.htm>

¹⁰ Document final du Sommet mondial de 2005, Résolution A/RES/60/1 de l'Assemblée générale des Nations Unies, 24 octobre 2005.

¹¹ « La biodiversité, notre assurance-vie et notre capital naturel – stratégie de l'UE à l'horizon 2020 », Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions, COM(2011) 244 final, 3 mai 2011.

¹² « Stratégie de l'UE en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030 : Ramener la nature dans nos vies », Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions, COM(2020) 380 final, 20 mai 2020.

https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0003.02/DOC_1&format=PDF

¹³ Commission européenne, Proposition de Règlement du Parlement européen et du Conseil relatif à la restauration de la nature, 22 juin 2022, COM(2022) 304 final. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:f5586441-f5e1-11ec-b976-01aa75ed71a1.0015.02/DOC_1&format=PDF

proposition de règlement¹⁴, laquelle vise à mettre en place des mesures de restauration qui couvriront au moins 20 % des terres et 20 % des zones maritimes de l'UE d'ici à 2030, et tous les écosystèmes nécessitant une restauration d'ici à 2050. Les débats au Parlement européen ont été très polarisés et c'est à une courte majorité que les députés européens ont adopté, le 12 juillet 2023, leur position sur la proposition¹⁵. Au moment où nous écrivons ces lignes, des négociations doivent encore avoir lieu entre le Parlement européen et le Conseil de l'UE afin d'arrêter le texte final du règlement.

Enfin, à la Conférence des parties (COP) de la CBD qui s'est tenue en décembre 2022 (COP 15), maintes fois repoussée notamment en conséquence de la pandémie de Covid-19, le nouveau cadre mondial de la biodiversité post-2020 Kunming-Montréal a été adopté ; il s'intitule « *Pacte de paix avec la nature* »¹⁶. Ce nouveau cadre comporte 23 cibles mondiales, avec des actions définies pour chacune et devant être lancées dès à présent et achevées d'ici à 2030 (« mission 2030 »), afin d'atteindre les objectifs axés sur les résultats pour 2050. La mission 2030 consiste en la prise de « *mesures urgentes visant à faire cesser et à inverser la perte de biodiversité* »¹⁷. La cible n°14 vise ainsi à « *veiller à la pleine prise en compte de la biodiversité et de ses multiples valeurs dans l'élaboration des politiques, des réglementations, des processus de planification et de développement, des stratégies d'élimination de la pauvreté, des évaluations environnementales stratégiques, des évaluations d'impact environnemental et, le cas échéant, dans la comptabilité nationale (...)* »¹⁸.

La volonté de mettre un terme à l'érosion de la biodiversité se heurte toutefois à la question du développement économique. Zu Ermgassen *et al.* (2019) s'interrogent sur la possibilité d'atteindre l'ODD 9 relatif au développement des réseaux d'infrastructures¹⁹ sans sacrifier les ODD 14 et 15 visant à mettre fin à la perte de biodiversité. En effet, d'ici à 2040 plus de 60 000 milliards de dollars américains seront consacrés à de nouvelles infrastructures dans le monde (zu Ermgassen, Utamiputri, *et al.*, 2019). Zu Ermgassen *et al.* (2019) explorent ainsi le rôle que pourraient jouer les politiques d'absence de perte nette de biodiversité (*No Net Loss*, NNL), qui sous-tendent la hiérarchie des mesures d'atténuation et donc la compensation (voir section suivante), dans la conciliation de ces divers ODD.

La compensation écologique est ainsi présentée comme un outil, une manière de réconcilier développement économique (en particulier en matière d'infrastructures) et préservation de la biodiversité, du moins en théorie. Dans sa stratégie biodiversité à l'horizon 2020, l'UE faisait le lien

¹⁴ Conseil de l'UE, Communiqué de presse, 20 juin 2023. <https://www.consilium.europa.eu/fr/press/press-releases/2023/06/20/council-reaches-agreement-on-the-nature-restoration-law/>

¹⁵ Parlement européen, Communiqué de presse, 12 juillet 2023. <https://www.europarl.europa.eu/news/fr/press-room/20230707IPR02433/restauration-de-la-nature-le-pe-prend-position-pour-negocier-avec-le-conseil>

¹⁶ Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal, Décision adoptée par la Conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique, CBD/COP/DEC/15/4, 19 décembre 2022. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-fr.pdf>

¹⁷ Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal, préc., Section F.

¹⁸ Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal, préc., Section H.

¹⁹ L'ODD 9 est de « *bâtir une infrastructure résiliente, promouvoir une industrialisation durable qui profite à tous et encourager l'innovation* ».

entre compensation écologique et enrayement de la perte de biodiversité²⁰. Le nouveau cadre mondial de la biodiversité post-2020 de Kunming-Montréal, dans la cible 19 de la mission 2030, mentionne également la compensation écologique comme un système innovant pouvant permettre d'augmenter les ressources financières nécessaires à la mise en œuvre des stratégies et plans d'action nationaux pour la biodiversité²¹. Toutefois, la compensation écologique fait l'objet d'un vif débat, étant contestée dans son principe même.

II. La compensation écologique : un outil de protection de la biodiversité ?

La compensation écologique est l'une des approches développées afin de lutter contre la perte de biodiversité liée au changement d'utilisation des terres. Elle constitue la dernière étape d'une séquence hiérarchique d'actions visant à éviter l'impact d'un projet sur la biodiversité, le réduire (minimiser) s'il ne peut être évité, restaurer/réhabiliter la zone impactée et, en dernier recours, compenser les impacts résiduels significatifs (Bull & Strange, 2018; Gardner *et al.*, 2013). Le principe de NNL sous-tend généralement ces politiques (Bull & Strange, 2018).

Les premières références à la compensation écologique ne sont pas récentes. La Convention de Ramsar « relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau », adoptée le 2 février 1971²², a été la première à utiliser cette notion (Lucas, 2015; Steichen, 2019). Les États-Unis, la France ou encore l'Allemagne ont introduit la compensation dans leur législation dès les années 1970 (Bonneuil, 2015; Calvet *et al.*, 2015; Hrabanski, 2015; Levrel, 2020; Lucas, 2015; McVittie & Faccioli, 2020). Ce mécanisme est à présent adopté dans un nombre croissant d'États (plus de 100 pays à ce jour : Bull & Strange, 2018; GIBOP, 2019) et promu par diverses institutions et bailleurs de fonds internationaux (BBOP, 2009; IUCN, 2016a; OECD, 2016; The World Bank, 2017).

La compensation en tant qu'outil de conservation de la biodiversité fait l'objet d'un important débat entre détracteurs et partisans (Maron *et al.*, 2016). D'un point de vue de l'écologie scientifique, toute entité biologique est unique et, par définition, irremplaçable (Devictor, 2018). Or, dans son principe, la compensation écologique implique que l'on considère qu'il y a possibilité de substituer

²⁰ « Éviter toute perte nette de biodiversité et de services écosystémiques » constitue l'action n°7 de cette stratégie européenne (Objectif 2 : Préserver et rétablir les écosystèmes et leurs services), et plus particulièrement : « 7b) La Commission poursuivra ses travaux en vue de proposer d'ici à 2015 une initiative visant à éviter toute perte nette pour les écosystèmes et leurs services (par exemple grâce aux régimes de compensation) » (Commission européenne, 2011).

²¹ Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal, préc., Section H, Cible 19 :

Augmenter sensiblement et progressivement les ressources financières provenant de toutes les sources, de manière efficace, opportune et en facilitant leur accès, y compris les ressources nationales, internationales, publiques et privées, conformément à l'article 20 de la Convention, afin de mettre en œuvre les stratégies et plans d'action nationaux pour la diversité biologique, en mobilisant au moins 200 milliards de dollars par an d'ici à 2030, et notamment en s'employant à : (...) d) Promouvoir des systèmes innovants tels que le paiement des services écosystémiques, les obligations vertes, les crédits et compensations en matière de biodiversité et les mécanismes de partage des avantages, grâce à des mesures de protection environnementales et sociales ; (...).

²² La Convention de Ramsar est entrée en vigueur le 21 décembre 1975. Toutefois, ce n'est qu'en 1986 qu'elle a été ratifiée par la France, entrant en vigueur le 1^{er} décembre de cette année-là. Il est cependant important de noter que la Convention crée des obligations entre les États ; elle n'est pas opposable aux décisions individuelles (Steichen, 2019).

un écosystème ; ce faisant, il y aura nécessairement des pertes de biodiversité (Bras, 2019; Calvet & Salles, 2019; Maron *et al.*, 2016; Moreno-Mateos *et al.*, 2015; Spash, 2015). De plus, d'un point de vue épistémique, les connaissances humaines sur la nature sont lacunaires, et donc insuffisantes pour permettre une réelle compensation (Ives & Bekessy, 2015; Karlsson & Edvardsson Björnberg, 2021). Pour Devictor (2018), la compensation écologique est d'ordre technoscientifique : elle est le fruit d'un agenda politique et d'avancées techniques, facilitant l'intégration des enjeux de biodiversité dans les politiques d'aménagement, mais elle n'est pas mue par la prise en charge de la spécificité et de la complexité des dynamiques écologiques. La compensation ne ferait donc pas partie du champ de la science écologique fondamentale, mais résulterait du pilotage de l'action d'aménagement (Arnauld de Sartre & Doussan, 2018; Devictor, 2018). La compensation viserait ainsi à standardiser la nature (et, de ce fait, à en réduire la complexité) afin de permettre des projets d'aménagement en donnant l'illusion qu'elle a pu être déplacée et substituée ailleurs (Apostolopoulou & Adams, 2017; Arnauld de Sartre & Doussan, 2018). Devictor (2015) qualifie ainsi l'objectif d'absence de perte nette qui lui est attaché de « *slogan politique sans signification écologique* ».

Un autre argument critique de la compensation écologique porte sur la marchandisation illégitime de la nature qu'elle orchestrerait (Apostolopoulou & Adams, 2017; Björnberg, 2020; Calvet *et al.*, 2015; Hrabanski, 2015), en particulier à travers le mécanisme des banques de compensation (Calvet *et al.*, 2015). Une telle marchandisation violerait la valeur intrinsèque de la nature, la traitant comme un moyen de parvenir à des fins humaines et non comme une fin en soi (Karlsson & Edvardsson Björnberg, 2021; Spash, 2015; Spash & Aslaksen, 2015). Toutefois, certains auteurs considèrent que certaines de ces préoccupations liées à la marchandisation de la nature reposent sur des incompréhensions qui résultent de la difficulté d'interpréter les principes économiques d'un point de vue écologique, en l'absence d'un langage commun entre économistes et défenseurs de l'environnement (voir notamment Vaissière *et al.*, 2017).

La compensation soulève en outre des questions éthiques (Maron *et al.*, 2016), notamment le fait que les mesures compensatoires échouent souvent à mesurer les multiples valeurs que les gens attribuent et associent à la biodiversité ; considérer la biodiversité comme un bien commercialisable peut conduire à un moindre sentiment d'obligation à la protéger (Ives & Bekessy, 2015; Karlsson & Edvardsson Björnberg, 2021; Maron *et al.*, 2016; Moreno-Mateos *et al.*, 2015). Par ailleurs, la compensation peut avoir des effets sociaux négatifs, en particulier dans les pays du Sud (Souza *et al.*, 2021). Ces effets peuvent notamment résulter de la restriction de l'accès aux zones protégées, alors même que certaines populations peuvent être fortement dépendantes des ressources naturelles et de l'accès à la terre pour subsister (Bidaud *et al.*, 2017, 2018). La compensation écologique pose ainsi des questions en termes d'équité spatiale (sur le plan géographique, ceux impactés par un projet ne seront souvent pas ceux bénéficiant des mesures compensatoires), pouvant conduire ainsi à exacerber les inégalités (Mandle *et al.*, 2015; Maron *et al.*, 2016). De telles inégalités peuvent également émerger sur le plan de l'équité temporelle : les décalages temporels entre les impacts et les mesures compensatoires associés peuvent entraîner une injustice intergénérationnelle (Karlsson & Edvardsson Björnberg, 2021). Le fait que les compensations sociales ne soient pas ou peu prises en compte dans la compensation écologique fait ainsi l'objet de critiques croissantes (Bidaud *et al.*, 2018; Gelcich *et al.*, 2017; Griffiths *et al.*, 2020; Kigonya, 2022; Maron *et al.*, 2016).

Certains, se référant notamment à l'historique de l'émergence de ce mécanisme, considèrent la compensation comme un outil anti-environnemental qui, en réalité, permet de contourner les arguments de ceux qui seraient opposés à des aménagements (Arnauld de Sartre & Doussan, 2018; Calvet *et al.*, 2015; Devictor, 2015). Par ailleurs, le manque de résultats probants quant à l'efficacité de la compensation écologique (p. ex. Moilanen & Kotiaho, 2021; Weissgerber *et al.*, 2019), liés aux divers défis (et défauts) existant quant à sa mise en œuvre (voir le paragraphe suivant), conduit certains auteurs à considérer que cet outil peut être utilisé pour légitimer la destruction d'espaces naturels, quand bien même la compensation pourrait en théorie limiter les coûts écologiques d'un projet (Arnauld de Sartre & Doussan, 2018; Levrel *et al.*, 2015; Phalan *et al.*, 2018). La mise en œuvre de la compensation écologique pourrait ainsi encourager les projets d'aménagement et, en conséquence, aggraver l'érosion de la biodiversité (Cole *et al.*, 2021; Maron *et al.*, 2016; McKenney & Kiesecker, 2010). Si, pour des projets pris individuellement, la perte résiduelle peut être jugée acceptable, leurs impacts pris de manière cumulée peuvent conduire à une perte de biodiversité inacceptable (Bigard *et al.*, 2017). Dès 1986, Jean Untermaier, confirmant « *tout le mal que nous pensons déjà du mécanisme* », considérait que « *compenser, c'est détruire en faisant semblant de protéger* » (Untermaier, 1986), comme le rappelle Doussan (2018). Devictor (2018) se fait également l'écho de tels propos, considérant qu'« *on compense car on veut protéger mais on compense pour pouvoir détruire* », afin de rendre cette destruction socialement acceptable (Bras, 2019). La compensation détourne ainsi les enjeux de conservation vers une logique de développement (Apostolopoulou & Adams, 2017; Devictor, 2018).

En effet, il existe de nombreux défis que la compensation doit relever (Gonçalves *et al.*, 2015; Maron *et al.*, 2016) et qui ne sont, à ce jour, pas résolus. Le premier d'entre eux est de respecter la hiérarchie des mesures d'atténuation et, par conséquent, la compensation comme ultime étape, ultime recours. Si cette hiérarchie (et son caractère séquentiel) n'est pas respectée, cela peut conduire à une perte de biodiversité irremplaçable (McKenney & Kiesecker, 2010; zu Ermgassen, Utamiputri, *et al.*, 2019). Si l'étape d'évitement est la plus importante, elle est cependant la moins étudiée et n'est pas mise en œuvre de manière satisfaisante (Phalan *et al.*, 2018; zu Ermgassen, Utamiputri, *et al.*, 2019). Lorsque des mesures de compensation sont effectivement réalisées, leur mise en œuvre s'avère généralement complexe et les résultats sont mitigés, demeurant *a priori* loin de l'objectif de NNL de biodiversité. La compensation écologique souffre d'importantes limites. Son efficacité est contestée, comme le montre une revue de la littérature anglophone à comité de lecture (zu Ermgassen, Baker, *et al.*, 2019) et des exemples dans un certain nombre de pays (Calvet *et al.*, 2015; Lindenmayer *et al.*, 2017; May *et al.*, 2017; Weissgerber *et al.*, 2019b). Il existe en effet un certain nombre de difficultés techniques, parmi lesquelles : l'évaluation du dommage et de son équivalence écologique, la détermination de l'additionnalité des mesures, la disponibilité et la maîtrise foncière pour s'assurer de la mise en œuvre et de la pérennité des sites de compensation, et la difficulté de restaurer certains habitats naturels (V. Dupont & Lucas, 2017; Quétier, Regnery, *et al.*, 2014). La compensation pose également des défis en matière de gouvernance, afin notamment de s'assurer de la pérennité des mesures compensatoires réalisées (Maron *et al.*, 2016).

Malgré les difficultés liées à la mise en œuvre de la compensation et à son absence d'efficacité avérée, cet outil continue d'être adopté par un nombre croissant de pays à travers le monde (GIBOP, 2019; Maron *et al.*, 2016; Moilanen & Kotiaho, 2018). En France, bien qu'apparue dans le paysage juridique dès 1976, il aura fallu attendre la fin des années 2000 pour commencer à voir

une réelle application de cette obligation (Bigard *et al.*, 2017; Mechin & Pioch, 2019; Semal & Guillet, 2017a). Le corpus juridique s'est notamment renforcé avec l'adoption de la loi de 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (« loi Biodiversité »)²³. Les débats qui ont entouré l'adoption de cette loi ont également été l'occasion de questionner le principe même de la compensation écologique. Ainsi, lors des débats parlementaires, la sénatrice communiste Évelyne Didier s'est opposée au principe même de la compensation dans les termes suivants (Doussan, 2018), faisant écho aux divers arguments mentionnés antérieurement :

La biodiversité est unique, elle est liée au vivant, à un écosystème spécifique lié, quant à lui, à un territoire. L'idée que l'on pourrait reconstruire ou reproduire ailleurs ce que l'on détruit à un endroit donné est erronée ; elle n'est juste ni scientifiquement ni politiquement. Elle banalise au fond la perte de biodiversité en laissant croire qu'il pourrait y avoir des équivalences. Or, en matière de vivant, il ne peut y avoir vraiment d'équivalence : toute perte de biodiversité est une perte nette. Il peut y avoir gain ailleurs, mais cela ne sera jamais équivalent.

La compensation écologique demeure ainsi décriée mais « est devenue, à défaut de mieux, un instrument incontournable » (V. Dupont & Lucas, 2017), un « mal nécessaire » (Martin, 2016), un « moindre mal » ou un « mieux que rien » (Semal & Guillet, 2017a), que l'on oppose à ses détracteurs qui y voient un droit à détruire, au vu notamment de l'absence d'atteinte de l'objectif de NNL (Moreno-Mateos *et al.*, 2015).

III. Quelles évolutions pour la compensation écologique ?

La compensation écologique étudiée dans le cadre de la présente thèse se réfère à une compensation écologique *ex ante*, par opposition à une compensation écologique *ex post* qui pourrait résulter de l'application du régime de la responsabilité environnementale ou de celui du préjudice écologique (c'est-à-dire une compensation dont l'objet est la réparation d'un dommage environnemental d'ores et déjà réalisé). Cette distinction a été formalisée par Lucas (2015) dans sa thèse intitulée « Étude juridique de la compensation écologique », et par la suite reprise dans la littérature (voir notamment Combe, 2017). Nous nous limitons également à l'analyse de la compensation écologique dans le cadre de projets, et non pas de plans et programmes.

Comme nous l'avons vu à la section précédente, le corpus académique portant sur la compensation écologique continue de s'étoffer (p. ex. Calvet *et al.*, 2015; Gonçalves *et al.*, 2015; Lindenmayer *et al.*, 2017; May *et al.*, 2017; zu Ermgassen, Baker, *et al.*, 2019), la compensation écologique intéressant de nombreux domaines scientifiques, parmi lesquels l'écologie, la géographie, le droit, l'économie, la sociologie, ou encore la philosophie. Le principe de la compensation écologique demeure toutefois décrié quant à ses fondements, tant écologiques (p. ex. Devictor, 2018), qu'économiques (p. ex. Calvet *et al.*, 2015) ou encore éthiques ou pour des questions de justice (p. ex. Bidaud *et al.*, 2018; Souza *et al.*, 2021). Toutefois, de nombreuses publications académiques se concentrent sur les limites conceptuelles et pratiques de la compensation écologique. Les difficultés mises en évidence incluent la conception, la mise en œuvre, l'évaluation et la gestion des actions de compensation. Par ailleurs, il existe des incertitudes quant aux résultats (voir p. ex. Calvet *et al.*,

²³ Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, JORF n° 184 du 9 août 2016.

2015; Lindenmayer *et al.*, 2017; May *et al.*, 2017; zu Ermgassen, Baker, *et al.*, 2019), et donc à l'efficacité des mesures compensatoires, l'atteinte d'une équivalence écologique étant considérée comme illusoire d'un point de vue strictement écologique (Calvet *et al.*, 2015; Quétier, Pioch, *et al.*, 2014).

Il en ressort que la compensation écologique, contestée tant dans son principe que dans son approche, ne constitue pas une panacée, et son expansion non guidée peut faire courir d'importants risques sur la biodiversité (Maron *et al.*, 2016). Toutefois, compte tenu de l'adoption croissante de cet outil, il est difficile de voir comment faire sans (la référence qui y est faite dans le nouveau cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal tend à confirmer cela).

La question est donc de savoir s'il est possible d'améliorer l'application de la compensation écologique afin de minimiser les risques liés à sa mise en œuvre, majoritairement inefficace jusqu'à présent, ou si ce mécanisme présente des défauts inhérents qui ne permettent pas une amélioration suffisante pour protéger la biodiversité. Nos travaux de recherche visent à répondre à cette problématique, qui sera plus largement développée dans le chapitre qui suit.

La thèse est structurée en trois parties, chacune incluant divers chapitres. La Première Partie vise globalement à présenter le cadre théorique et les terrains de recherches. Elle se compose de trois chapitres : une introduction générale (le présent Chapitre 1), l'état de l'art avec présentation de la question générale de recherche (Chapitre 2) et, enfin, une présentation des terrains et matériaux de recherche (Chapitre 3). La Deuxième Partie détaille les résultats des travaux de recherche et est composée de trois chapitres (Chapitres 4, 5 et 6) reprenant chacun les résultats propres à chaque terrain de recherche. Enfin, la Troisième Partie est constituée de la discussion (Chapitre 7), qui met en perspective les apports de nos travaux, et de la conclusion générale (Chapitre 8).

Chapitre 2. Les déclinaisons territoriales de la compensation écologique

La compensation écologique peut être appréhendée à travers ses déclinaisons territoriales, ce mécanisme pouvant être perçu comme objet de territoire, ce dernier étant en réalité pluriel. La compensation est en effet nécessairement territoriale, étant mise en œuvre sur un espace donné, affectant des populations humaines et non-humaines, et devant répondre à des règles et institutions de nature contraignante. Pour qu'il y ait territoire, il est nécessaire qu'il y ait une interaction « *à la fois entre des hommes, entre des hommes et des institutions, entre des hommes et leur milieu* » (Puisais, 2021). La notion de « territoire » a été longuement débattue et continue de l'être, les définitions (ou tentatives de définition) qui lui ont été données variant selon les disciplines scientifiques et au sein d'une même discipline. Ainsi, le territoire pour l'éthologue différera de celui du sociologue, du géographe ou encore de l'économiste.

Il est possible de présenter l'état de l'art relatif à la compensation écologique à travers le prisme du territoire, un terme qui parlera tant au géographe, à l'écologue qu'au juriste, bien que pouvant revêtir des significations différentes. Il s'agit là d'une première illustration de la difficulté et des défis de l'interdisciplinarité. L'objectif n'est pas, ici, de faire l'analyse détaillée de ce concept, tant ce terme est polysémique, mais bien d'utiliser un langage commun pour les besoins du présent chapitre. Jean (2002) note ainsi que, dans le langage commun, « *tout devient territoire* ». Une fois cela posé, il est difficile de faire l'économie d'une présentation de certaines définitions ou approches du « territoire », ce qui permettra au lecteur de mieux comprendre le cheminement de notre pensée et la structuration choisie pour cet état de l'art. Les paragraphes qui suivent présentent de manière simplifiée, voire simpliste (tant les écrits sont nombreux), certaines approches de cette notion. Ce n'est donc pas l'exhaustivité qui est recherchée, mais bien une cohérence dans la présentation des aspects et enjeux liés à la compensation écologique.

Du point de vue **écologique**, un territoire désigne une zone d'habitat occupée par un individu ou une population végétale ou animale (Fontanille, 2014). La notion de territoire a tout d'abord été étudiée sous l'angle éthologique, la première définition à caractère scientifique étant due à un ornithologue anglais, Eliot Howard, au début du XXe siècle (Kourtessi-Philippakis, 2011). Des études plus récentes ont démontré qu'un animal se défend lui-même, et non pas un espace à proprement parler ; le territoire est ainsi subjectif, existant uniquement dans son esprit (Kourtessi-Philippakis, 2011). Les limites du territoire éthologique sont donc nécessairement mouvantes. Pour reprendre les mots de Paquot (2011), « *le territoire des animaux ne correspond pas à une portion bien délimitée de terre, protégée et protectrice ; il est mobile, élastique dans son tracé, variable selon les saisons, les heures, les activités et les dangers* ». Pour l'éthologie (y compris l'éthologie humaine), le territoire peut se caractériser par des comportements défensifs, voire agressifs, contre l'intrusion de congénères (Fontanille, 2014; Kourtessi-Philippakis, 2011). L'usage de la notion de territoire remonte également à la phytogéographie, avec l'analyse chorologique des territoires végétaux (Simon, 2006). Le territoire peut ainsi être considéré comme un phénomène écologique, étant donné qu'il fait référence aux relations des organismes avec leur milieu (Kourtessi-Philippakis, 2011).

Jusqu'aux années 1970 les géographes privilégient la notion de « région », abandonnée petit à petit au profit de celle d'« espace », puis de « territoire » (Paquot, 2011). Divers dictionnaires de **géographie** ont depuis vu le jour, maintes fois réédités, avec leur lot de définitions (p. ex. R. Brunet *et al.*, 1992; George & Verger, 2009; Lévy & Lussault, 2003)²⁴. Pour George & Verger (2009), le territoire est défini comme un espace géographique qualifié par une appartenance juridique (p. ex. territoire national), mais il peut également s'agir d'un espace géographique qualifié par une spécificité naturelle (p. ex. territoire montagnoux) ou culturelle (p. ex. territoire linguistique) (Fontanille, 2014). Pour Raffestin (1986), le territoire renvoie à une portion d'espace (combinaison complexe de forces et d'actions mécaniques, physiques, chimiques, organiques, etc.) transformée par le travail humain. La réalité géographique d'un territoire s'inscrit ainsi dans une histoire spécifique et est fondée sur les représentations qu'il génère, qu'elles soient symboliques, patrimoniales ou imaginaires (Paquot, 2011). Le territoire est alors perçu comme un construit social (Jean, 2002). Les limites de ce territoire sont donc nécessairement mouvantes et subjectives. Claude Raffestin et Yves Bareil évoquent une réalité « bifaciale » du territoire, à savoir une face physique (objet de l'appropriation du territoire) et une face symbolique (ressort et motivation de cette appropriation du territoire) (voir notamment Brédif, 2021; Fontanille, 2014).

Ce débat sur la notion de « territoire » est propre au monde francophone (Debarbieux, 1999; Fontanille, 2014; Jean, 2002). Fontanille (2014), faisant référence aux écrits de Debarbieux (1999), note ainsi :

La traduction anglaise : territory, reste en général limitée à la désignation d'un espace habité et délimité, soit par des frontières politiques, soit par des limites éthologiques. Les autres acceptions sont couvertes par les notions de place et de space. Chaque sous-domaine de la géographie a choisi un terme spécifique : region pour la tradition géographique, space pour les quantitativistes, place pour la géographie humaine, et landscape pour la géographie culturelle.

Par ailleurs, l'on parle de plus en plus de **territoires socio-écologiques** ou de **socio-écosystèmes**, afin de prendre en compte et d'analyser les interactions entre les activités humaines et les processus écologiques (Arnauld de Sartre *et al.*, 2015; Baudry *et al.*, 2017; Lescourret *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2007; Ostrom, 2009). Les écosystèmes sont ainsi redéfinis en considérant l'ensemble des acteurs, et donc l'homme pris comme une composante active du système (Lagadeuc & Chenorkian, 2009).

Le territoire, d'un point de vue **juridique**, renvoie à l'existence de l'État (Jean, 2002), et en particulier de l'État souverain. Dans la doctrine juridique moderne, le territoire est considéré comme le cadre d'application de la puissance de l'État : son destin évolue en fonction de celui de la souveraineté, n'étant « *que l'expression spatiale de la souveraineté (ou de la puissance publique)* » (Beaud, 1994). Brédif (2021) note que, bien qu'il s'agisse d'une acception plus faible de l'autorité politique et de la souveraineté que celle de l'État, il y a « *émergence d'autres territoires, à la fois supranationaux et*

²⁴ Ainsi, par exemple, Lévy & Lussault (2003) proposent les trois définitions générales suivantes :

- 1) *Espace à métrique topographique.*
- 2) *Agencement de ressources matérielles et symboliques capables de structurer les conditions pratiques de l'existence d'un individu ou d'un collectif social et d'informer en retour cet individu ou ce collectif sur sa propre identité*
- 3) *Toute portion humanisée de la surface terrestre*

infranationaux, dans lesquels il est possible de voir une forme d'exercice du pouvoir au travers des réglementations, des institutions et des politiques qui régissent peu ou prou la vie en société à ces différentes échelles territoriales ». Il est en effet nécessaire de tenir compte, notamment, de l'Union européenne (UE) (supranationale) et des collectivités locales (infranationales).

Beaud (1994) se réfère notamment au cas de superposition de deux territoires juridiques sur un même espace afin d'illustrer la dissociation entre territoire juridique et sol physique, notant :

Comme l'Etat, les collectivités « locales » ont un territoire. Le même sol, ou espace physique, peut ainsi faire l'objet d'une double saisie juridique. En tant que territoire communal, il est l'objet de la maîtrise de l'autorité communale ; mais en tant que territoire de l'Etat, il est l'objet de la maîtrise de l'autorité étatique.

S'il y a territoire parce qu'il s'y exerce du droit, le territoire n'est pas la collectivité territoriale qui y exerce le droit ; le territoire donne toutefois à cette collectivité la spatialisation de l'exercice de ses compétences (Puisais, 2021). Ainsi, « *ce qui se passe dans le territoire, en tant que construit social, excède le rôle et la fonction d'une collectivité juridiquement établie* » (Puisais, 2021).

Beaud (1994) propose ainsi la définition suivante de la souveraineté moderne : « *elle désigne le monopole d'édition du droit positif par l'État* ». Une nuance peut ici être apportée, en lien avec cette notion de « territoire juridique » mentionnée ci-avant : l'État français ne peut faire fi des réglementations adoptées par l'UE. Si les directives européennes requièrent d'être transposées par les États membres pour être applicables, les règlements sont d'applicabilité immédiate²⁵.

Un territoire implique ainsi une délimitation, qui peut être précise ou imprécise. Les frontières accompagneront le concept de territoire politique²⁶ (qui inclut le territoire juridique), alors que les limites s'appliqueront à un territoire naturel et/ou éthologique (Fontanille, 2014).

Brédif (2021) propose, en se fondant sur une revue de la littérature existante, quatre approches fondamentales du territoire (« *chacune correspondant à une façon spécifique d'entrer dans le sujet* »), constituant quatre grilles de lectures à travers lesquelles peut être interrogée la réalité territoriale²⁷ : (1) le territoire comme domaine/système de déploiement d'un phénomène biophysique (territoire animal ou végétal, territoires du risque –pour les sciences de la terre–), (2) le territoire comme aire de souveraineté et d'exercice d'une autorité politique (registre politique prédominant ; territoire de l'État moderne), (3) le territoire comme matrice culturelle et lieu de fabrique identitaire (référence notamment à Claude Raffestin et au territoire comme un construit social) et (4) le territoire comme élément constitutif ou maillon d'un système/réseau économique et financier mondialisé, toujours

²⁵ Article 288 du Traité sur le fonctionnement de l'UE (TFUE) du 13 décembre 2007, version consolidée, JOUE C 202 du 7 juin 2016.

²⁶ Comme le note Fontanille (2014), « *dans le sens politique, le terme de « territoire », à travers des frontières définissant un dedans et un dehors par rapport à un État, sert à définir un espace borné et contrôlé entre les bornes* ».

²⁷ Brédif (2021) note :

En fait, la difficulté de la notion de territoire tient à ce que sous le vocable unique et identique, quatre approches radicalement différentes existent, toutes pertinentes et non substituables. Aussi convient-il d'apprendre à envisager et à interroger la réalité territoriale au travers de ces quatre grilles de lecture ou entrées : chacune est légitime, aucune n'est suffisante en soi, toutes disent des choses spécifiques et sont irremplaçables.

plus interdépendant et connecté. Brédif (2021) note toutefois les effets limités de la question écologique, et donc le rapport des sociétés au vivant, sur la réflexion territoriale.

Nous proposons ici de présenter la compensation à travers trois territoires, lesquelles ne sont pas exclusifs les uns les autres et, ainsi, se superposent, de l'échelle la plus locale à l'échelle nationale, voire supranationale. Un **territoire juridique** tout d'abord, qui peut être considéré comme faisant partie du territoire politique, et qui nous permet d'appréhender la compensation écologique à travers la réglementation applicable et à diverses échelles imbriquées. Ainsi, le territoire national, étatique, nous permet de présenter la compensation telle qu'elle découle des textes juridiques et réglementaires applicables sur le territoire français. Par ailleurs, les règles juridiques se déclinent au niveau de territoires infranationaux, et plus particulièrement au niveau des collectivités territoriales (régions, communautés de communes, communes), à travers les documents de planification.

Vient ensuite la réalisation d'un projet d'aménagement, lequel a une localisation géographique définie, au sens de sol physique (on parle d'emprise du projet). Dans le cadre de la compensation écologique, un tel projet sera nécessairement soumis à un ou plusieurs territoires juridiques, puisqu'il aura lieu sur le territoire d'une ou plusieurs communes, d'un ou plusieurs départements, d'une ou plusieurs régions, l'échelle pouvant changer selon le type de projet (p. ex. une infrastructure linéaire telle qu'une voie ferrée ou une autoroute ne se limitera pas à une commune, mais concernera *a minima* un département). La réalisation d'un projet et la mise en œuvre de mesures compensatoires requièrent, dans le respect de la réglementation en vigueur, de tenir compte du **territoire écologique** (pour l'évaluation des impacts et le dimensionnement de la compensation), mais également du **territoire social** (en particulier pour l'acceptabilité, l'acceptation et la mise en œuvre des mesures compensatoires et, plus largement, du projet en lui-même). Les emprises spatiales des sociétés humaines et des biotopes ne sont toutefois pas nécessairement les mêmes (Lagadeuc & Chenorkian, 2009).

L'imbrication de ces trois territoires (juridique, écologique, social) peut conduire à des conflits qualifiés généralement de sociaux. Nous pouvons notamment ranger dans cette catégorie les conflits récurrents visant les grands projets d'infrastructures, notamment linéaires (p. ex. le grand contournement ouest de Strasbourg, l'autoroute A65 Langon-Pau, la ligne à grande vitesse –LGV– Lyon-Turin, le projet d'autoroute A69 entre Toulouse et Castres). Ces conflits socio-écologiques peuvent trouver à s'exprimer à travers le droit, et en particulier le contentieux devant les juridictions administratives.

Nous abordons ainsi la compensation écologique à travers les réactions que ce mécanisme suscite au niveau international (I), avant de nous pencher sur la manière dont elle est prise en compte en droit français et dans les documents de planification, c'est-à-dire la compensation en territoire juridique (II). Nous nous intéressons ensuite à la déclinaison territoriale à la fois écologique et sociale à laquelle donne lieu sa mise en œuvre (III), puis aux conflits territoriaux qui peuvent résulter des projets impliquant de la compensation, à travers les contentieux administratifs pouvant en résulter (IV). Cette mise en perspective nous permet, enfin, de présenter la problématique de notre thèse (V).

I. La compensation écologique : un sujet international

Les politiques de compensation écologique ne sont pas homogènes : il peut y avoir autant de variations de la compensation, à travers la hiérarchie des mesures d'atténuation dont elle constitue la dernière étape (I.1), qu'il y a de pays à avoir adopté ce mécanisme. Toutefois, l'on considère que la compensation doit suivre et respecter certains principes, afin de tendre vers l'objectif de>NNL qui la sous-tend. Cet objectif a pour corollaire celui de l'équivalence écologique, qui constitue un défi important, si ce n'est un vœu pieu. Certains auteurs considèrent ainsi le>NNL comme un idéal inatteignable (Calvet *et al.*, 2015; Semal & Guillet, 2017b).

La conception et la mise en œuvre des mesures compensatoires soulèvent cependant un certain nombre de préoccupations théoriques et pratiques, telles que le choix des métriques (indicateurs) et l'équivalence entre les pertes et les gains (Bull *et al.*, 2013; Calvet *et al.*, 2015; Gardner *et al.*, 2013; Maron *et al.*, 2016). En effet, la compensation repose sur le principe d'équivalence écologique entre les zones d'impact et de compensation, ce qui nécessite un calcul des pertes et des gains (Carreras Gamarra *et al.*, 2018), effectué sur la base de métriques) choisis comme substituts de la biodiversité (Bezombes *et al.*, 2018; Bull *et al.*, 2013; Gibbons & Lindenmayer, 2007; Maseyk *et al.*, 2016; Quétier & Lavorel, 2011). Le principe de l'équivalence écologique (associé à l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité) requiert d'étudier les différentes formes que peut prendre la compensation et les mesures qui lui sont associées (II.2). Se pose ensuite la question de l'évaluation de l'équivalence écologique, à travers notamment le choix des métriques (II.3).

I.1 La compensation écologique, dernière étape de la hiérarchie des mesures d'atténuation

La hiérarchie des mesures d'atténuation est généralement présentée en trois ou quatre étapes successives : éviter, réduire, restaurer, compenser (Gelot & Bigard, 2021). Les publications internationales mentionnent souvent quatre étapes (voir p. ex. BBOP, 2009; International Finance Corporation, 2012; IUCN, 2016), alors qu'en France cette hiérarchie est, comme nous le verrons plus loin, réduite à trois et connue sous le nom de séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC).

Le Business and Biodiversity Offsets Program (BBOP) définit les mesures compensatoires comme des « *résultats mesurables en matière de conservation résultant d'actions conçues pour compenser les impacts négatifs résiduels significatifs sur la biodiversité découlant du développement d'un projet, après que des mesures de prévention et de mitigation appropriées ont été prises* » (BBOP, 2009). Si cette définition semble ne requérir que trois étapes, le BBOP spécifie ensuite comme l'un des principes de compensation le respect de la hiérarchie des mesures d'atténuation, les mesures compensatoires ne devant intervenir qu'« *après que des mesures appropriées d'évitement, de minimisation et de réhabilitation sur site ont été prises* » (BBOP, 2009).

L'objectif de>NNL n'est pas propre à l'étape de compensation, mais s'applique à la hiérarchie des mesures d'atténuation dans son ensemble (Phalan *et al.*, 2018). L'évitement est ainsi l'étape la plus importante, étant la seule à pouvoir garantir une absence d'impact (Gelot & Bigard, 2021; Phalan *et al.*, 2018; zu Ermgassen, Baker, *et al.*, 2019), mais elle est très peu étudiée et mise en œuvre (Bigard *et al.*, 2017; Chaurand *et al.*, 2019; Hayes & Morrison-Saunders, 2007; Phalan *et al.*, 2018). L'application correcte de la hiérarchie des mesures d'atténuation implique d'éviter tout impact sur la biodiversité irremplaçable (Pilgrim *et al.*, 2013). Les limites de ce qui peut être compensé peut aider à la définition de zones d'évitement, c'est-à-dire de zones interdites au développement (Maron

et al., 2016). L'évitement exige également de tenir compte de l'acceptabilité sociale des dommages causés sur un site, indépendamment de toute possibilité de compensation (Maron *et al.*, 2016).

Phalan *et al.* (2018) examinent les raisons pour lesquelles l'évitement n'est pas mis en œuvre de manière satisfaisante. En particulier, malgré la protection forte que la législation semble en principe conférer, cette étape peut être affaiblie lorsque les organismes publics chargés d'évaluer les options alternatives l'interprètent d'une manière qui privilégie le développement économique et marginalise la protection de l'environnement (Phalan *et al.*, 2018; zu Ermgassen, Baker, *et al.*, 2019).

Les mesures de réduction sont proposées bien plus souvent que les mesures d'évitement (Bigard *et al.*, 2017; Gelot & Bigard, 2021) et les mesures d'évitement et de compensation le sont souvent de manière erronée (Bigard *et al.*, 2017). Par ailleurs, l'existence d'une option de compensation peut conduire à une sous-utilisation des étapes antérieures de la hiérarchie des mesures d'atténuation (Apostolopoulou & Adams, 2017; Karlsson & Edvardsson Björnberg, 2021). Dans certains systèmes, la compensation (et non l'évitement) semble être la réponse par défaut aux impacts sur la biodiversité (zu Ermgassen *et al.*, 2020). Un degré élevé de difficulté à mettre en œuvre la compensation, et en particulier un coût élevé et donc dissuasif, serait ainsi la meilleure incitation à l'évitement des impacts (Levrel & Couvet, 2016; Pascoe *et al.*, 2019; zu Ermgassen *et al.*, 2020), afin que la compensation écologique ne soit pas rendue plus attractive que les étapes qui la précèdent (Calvet *et al.*, 2019; Gordon *et al.*, 2015; Maron *et al.*, 2018). En outre, l'évitement d'habitats de haute qualité améliore les résultats de la compensation pour les espèces (Marshall *et al.*, 2021, 2022). Par ailleurs, compte tenu des preuves croissantes du manque d'efficacité de la compensation (voir p. ex. Calvet *et al.*, 2015; Gibbons & Lindenmayer, 2007; May *et al.*, 2017; Moilanen & Kotiaho, 2021; Weissgerber *et al.*, 2019; zu Ermgassen *et al.*, 2019), l'étape d'évitement apparaît cruciale pour juguler l'incertitude liée à la concrétisation des gains de biodiversité escomptés par la compensation (Buschke & Brownlie, 2020; Phalan *et al.*, 2018; zu Ermgassen *et al.*, 2020).

Au-delà de l'objectif de NNL, la compensation écologique peut se voir attacher un objectif de gain net (BBOP, 2009; Peterson *et al.*, 2018) ou d'impact positif net (Moilanen & Kotiaho, 2021; Peterson *et al.*, 2018). Le concept de gain net est généralement utilisé pour les compensations en nature, alors que celui d'impact positif net est plutôt associé à des situations d'échanges (Moilanen & Kotiaho, 2018). Moilanen & Kotiaho (2021) montrent que l'absence de perte nette ne correspond qu'à un moment éphémère de la compensation, avant lequel la compensation est nette négative et après lequel elle devient nette positive (mais l'impact net peut de nouveau être négatif si les gains ne sont pas permanents).

I.2 L'objectif d'absence de perte nette et le principe d'équivalence écologique

Comme nous l'avons déjà indiqué, l'objectif de NNL de biodiversité sous-tend le mécanisme de compensation écologique et a pour corollaire le principe d'équivalence écologique entre les pertes et les gains. Si la question de l'évaluation de cette équivalence sera abordée ultérieurement, il convient ici de s'interroger sur ce sur quoi porte l'objectif de NNL de biodiversité (**I.2.1**), mais également de présenter les différentes manières dont la compensation peut être mise en œuvre (**I.2.2**).

I.2.1 À quoi l'objectif d'absence de perte nette s'applique-t-il ?

L'objectif de NNL est généralement exprimé en termes d'absence de perte nette de biodiversité. Bull *et al.* (2013) notent toutefois que l'absence de perte nette peut également signifier l'absence de perte de la fonction de l'écosystème ou de la valeur fournie à la société par les services écosystémiques. Pour le BBOP, cet objectif concerne « *la composition des espèces, la structure de l'habitat, la fonction de l'écosystème, l'utilisation par les populations et les valeurs culturelles associées à la biodiversité* » (BBOP, 2009). Ainsi, l'objectif de NNL devrait conduire à ce que la compensation écologique inclue l'évaluation, outre des espèces et des habitats, des processus et des fonctions écologiques (Bigard *et al.*, 2017; Gardner *et al.*, 2013; Gonçalves *et al.*, 2015; Moreno-Mateos *et al.*, 2015; Pilgrim *et al.*, 2013), mais également de la variation génétique (Abdo *et al.*, 2019; Bigard *et al.*, 2017; Moreno-Mateos *et al.*, 2015), sans quoi la compensation ne serait pas adéquate (Abdo *et al.*, 2019). Or, dans les faits, cet objectif de NNL n'est, en règle générale, appliqué qu'à quelques éléments de biodiversité (Brunetti *et al.*, 2023; Maron *et al.*, 2018). Ce qui est exactement mesuré (et évalué) diffère d'un système à l'autre (Björnberg, 2020). La biodiversité dite ordinaire, c'est-à-dire n'étant couverte par aucun statut de protection, est majoritairement laissée de côté (Gelot & Bigard, 2021; Maron *et al.*, 2018; Phalan *et al.*, 2018).

Un nombre croissant de publications étudient la question de la prise en compte des impacts sur les services écosystémiques²⁸ dans la compensation écologique (voir Cole *et al.*, 2021; Griffiths *et al.*, 2019; Jacob *et al.*, 2016; Josefsson *et al.*, 2021; Maron *et al.*, 2018; McVittie & Faccioli, 2020; Sonter *et al.*, 2018; Sonter, Gordon, *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2021; Tallis *et al.*, 2015). L'intégration des services écosystémiques dans la compensation écologique peut permettre de répondre à certains arguments avancés contre la compensation, en particulier en matière d'éthique sociale (p. ex. perte d'habitats culturellement importants) (McVittie & Faccioli, 2020). Or, une minorité (41 %) de projets de compensation au niveau mondial (sur 70 étudiés) prennent en compte les services écosystémiques (Sonter *et al.*, 2018). Dans leur étude, Sonter *et al.* (2018) montrent toutefois que la conception (approche, étendue, localisation) des mesures compensatoires concernant les services écosystémiques ne diffère pas de celle applicable aux mesures de compensation de biodiversité, cette similitude pouvant indiquer que les services écosystémiques sont considérés comme secondaires. Par ailleurs, les mesures compensatoires qui concernent uniquement les valeurs de la biodiversité peuvent ne pas compenser la perte de certains services écosystémiques, et inversement (Souza *et al.*, 2021), les services écosystémiques soulevant des questions supplémentaires importantes, dont les préférences des parties prenantes et la disponibilité équitable (Moilanen & Kotiaho, 2018). Les approches compensatoires doivent donc être différentes, même si elles peuvent être complémentaires (Souza *et al.*, 2021).

²⁸ L'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire définit les services écosystémiques comme les bienfaits que les hommes obtiennent des écosystèmes et distingue quatre catégories de services : les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services de soutien et les services culturels (Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2005).

Le programme national d'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques, lancé en 2013, définit les biens et services écosystémiques comme « *des avantages socio-économiques retirés par l'homme de son utilisation durable des fonctions écologiques des écosystèmes* » (CGDD, 2016). Une fonction écologique ne prend la forme d'un service « *qu'à partir du moment où elle concourt à la satisfaction d'un besoin humain* » (Fèvre, 2017).

Enfin, si la compensation écologique est majoritairement utilisée pour les milieux terrestres, elle s'applique également en milieu marin (voir Encadré 1).

Encadré 1 : La compensation écologique en milieu marin

Le mécanisme de la compensation écologique n'est pas propre aux milieux terrestres ; il s'applique également en milieu marin, bien que son utilisation y soit bien moins répandue (Jacob *et al.*, 2016, 2020; Levrel *et al.*, 2012; Niner *et al.*, 2017a, 2021; Vaissière *et al.*, 2014). Les principes fondamentaux qui sous-tendent la compensation, ainsi que ses approches fondamentales, s'appliquent peu importe le milieu (Jacob *et al.*, 2020).

La compensation en milieu marin peut néanmoins s'avérer plus difficile. Dans une étude portant sur l'Australie et fondée sur une enquête auprès de diverses catégories d'acteurs impliqués dans la compensation, Niner *et al.* (2021) rapportent qu'un des principaux obstacles à l'adoption des meilleures pratiques de la compensation écologique tient, en milieu marin, à la complexité des relations écologiques (complexes, diffuses et mal comprises, souvent liées à de grandes échelles). Cela entraîne une complexité technique de l'évaluation et de la quantification des pertes et des gains de biodiversité, ainsi que l'incertitude de la restauration (Niner *et al.*, 2021). Certaines méthodologies ont toutefois été développées pour l'évaluation des pertes et gains en milieu marin (voir notamment Bas *et al.*, 2016).

Une autre préoccupation soulevée, à tout le moins pour le cas australien, tient à une expertise marine trop faible dans les agences de réglementation (Niner *et al.*, 2021).

En l'état actuel des retours d'expérience, il apparaît peu probable que la compensation de la biodiversité marine atteigne l'objectif de>NNL (Niner *et al.*, 2017b, 2021; Vaissière *et al.*, 2014). La mise en œuvre d'une telle compensation pourrait ainsi servir uniquement à approuver, et par conséquent à légitimer, des projets de développement économique considérés comme importants mais dommageables pour l'environnement (Niner *et al.*, 2021).

I.2.2 La compensation écologique : comment ?

La compensation écologique a pour objectif affiché d'équilibrer les pertes écologiques résultant d'un projet d'aménagement avec des gains écologiques générés par des actions spécifiques, afin d'obtenir une équivalence écologique. Les actions de compensation acceptées peuvent cependant varier, comme nous le verrons. De plus, la mise en œuvre de la compensation peut bénéficier d'une certaine flexibilité de nature à impacter l'atteinte de l'équivalence écologique.

Les actions de compensation

La mise en œuvre de mesures compensatoires peut prendre plusieurs formes : des actions de restauration, des actions de préservation (renforcement de la protection d'un site existant) et/ou des mesures de gestion de l'habitat (Bull, Gordon, *et al.*, 2014; Gibbons & Lindenmayer, 2007; Jacob *et al.*, 2020; McKenney & Kiesecker, 2010; Moilanen & Kotiaho, 2018; Pope *et al.*, 2021; ten Kate *et al.*, 2004). La restauration écologique implique la réalisation d'une ou plusieurs actions positives en vue d'améliorer l'état d'un milieu et ainsi réduire la dégradation écologique passée (Moilanen & Kotiaho, 2021). Sous ce terme d'« actions de restauration » sont généralement regroupées des actions de restauration à proprement parler, de création de nouveaux habitats et de réhabilitation (Bull & Strange, 2018; Maron *et al.*, 2012; Pope *et al.*, 2021). Pour les mesures de protection (ou préservation), il est généralement fait référence à la notion de pertes évitées (*averted*

losses) : les gains de compensation résultent de la réduction des pressions sur un milieu afin de limiter la dégradation future de l'habitat (p. ex. déforestation évitée) et/ou le déclin de populations d'espèces (Bull & Strange, 2018; Gibbons & Lindenmayer, 2007; Maron *et al.*, 2012, 2015a; Pope *et al.*, 2021). De telles mesures prennent souvent la forme de création d'aires protégées (Moilanen & Kotiaho, 2021; Sonter *et al.*, 2018). La compensation par pertes évitées peut toutefois conduire à des « fuites » (*leakage*), c'est-à-dire au déplacement des pressions ciblées vers d'autres endroits qui subissent alors des dommages (Moilanen & Laitila, 2016; van Oosterzee *et al.*, 2012). Les actions de gestion consistent, quant à elle, à prévenir ou ralentir la détérioration de l'habitat (Moilanen & Kotiaho, 2021), voire à l'améliorer.

Les diverses actions de compensation admises ne sont pas exclusives et peuvent donc être mises en œuvre seules ou conjointement (Bull & Strange, 2018; Moilanen *et al.*, 2020; Sonter *et al.*, 2018). Se fondant sur l'analyse de 12 983 projets de compensation répartis sur 37 pays, Bull & Strange (2018) constatent que, dans l'ensemble, 19,9 % des projets mettent en œuvre des mesures visant à éviter les pertes, 18,8 % des mesures de restauration et 46,4 % combinent les deux approches (les quelques 15 % restants se répartissant équitablement entre projets de compensation adoptant, d'un côté, des approches catégorisées comme « autres » (p. ex. des compensations financières) et, de l'autre, des approches non connues). Il existe toutefois de fortes variations d'un pays à l'autre, les compensations pour pertes évitées représentant moins de 10 % en Suède par exemple, alors qu'elles constituent 69% des compensations en Afrique du Sud (Bull & Strange, 2018). Dans une autre étude portant sur l'analyse de 70 projets de compensation écologique, les mesures de protection représentaient 85 % du total, contre 68 % pour les mesures de restauration, et 61% pour des mesures de gestion non fondées sur les terres (p. ex. financement de projets de recherche scientifique) ; 95 % des projets ont eu recours à plus d'une approche (Sonter *et al.*, 2018).

La restauration écologique se caractérise toutefois par une forte incertitude quant à ses résultats (Maron *et al.*, 2012; Moreno-Mateos *et al.*, 2012). Il résulte des recherches en écologie de la restauration que « *les écosystèmes dégradés peuvent être restaurés en moyenne à 75 % de leur état naturel, dans un laps de temps allant de quelques années à plus d'un siècle selon l'habitat considéré* », ce chiffre recouvrant toutefois une grande variabilité selon l'habitat (Levrel & Couvet, 2016). Cette incertitude et la récupération seulement partielle de l'écosystème influencent nécessairement les gains de compensation que l'on peut attendre de la restauration (Moilanen & Kotiaho, 2018).

Par ailleurs, les actions de compensation mises en œuvre doivent respecter le principe d'additionnalité, décrit dans l'Encadré 2.

Encadré 2 : Le principe d'additionnalité

Parmi les principes applicables à la compensation écologique, le BBOP relève la nécessité d'obtenir des résultats additionnels en matière de conservation, explicitant ce principe d'additionnalité comme suit : « *une mesure compensatoire en faveur de la biodiversité devrait permettre d'obtenir des résultats en matière de conservation supérieurs à ceux qui auraient été obtenus si la mesure compensatoire n'avait pas eu lieu. La conception et la mise en œuvre de la compensation doivent éviter de déplacer des activités nuisibles à la biodiversité vers d'autres lieux* » (BBOP, 2009). Cela signifie que le gain de conservation n'aurait pas eu lieu en l'absence des activités associées à la compensation écologique (Maron *et al.*, 2013; McKenney & Kiesecker, 2010).

L'on fait référence à des « fuites » (*leakage*) pour qualifier le déplacement des pressions ciblées par les pertes évitées. De telles fuites réduisent les gains provenant des pertes évitées (Moilanen *et al.*, 2020). La

question de l'additionnalité des mesures compensatoires apparaît ainsi plus prégnante lorsque des mesures de protection sont mises en œuvre, l'additionnalité étant, pour certaines mesures de restauration, implicite (p. ex. en cas de création d'habitat) (zu Ermgassen *et al.*, 2020). Le principe d'absence de perte nette est, de fait, étroitement lié à celui de l'additionnalité (Pope *et al.*, 2021).

Au-delà de l'additionnalité écologique, l'additionnalité doit également être une condition financière : le financement de la compensation ne doit pas remplacer un financement existant (financements concurrents), mais bien le compléter (Gelot & Bigard, 2021; Githiru *et al.*, 2015).

Enfin, la mise en œuvre effective des mesures compensatoires exige d'avoir recours à divers mécanismes ou modalités, tels que l'acquisition foncière, le conventionnement, les paiements pour services environnementaux (mais pour une discussion sur la distinction entre mesures compensatoires et paiement pour services environnementaux, voir Vaissière, Quétier, *et al.*, 2020), ou encore les banques de compensation (BBOP, 2009; Doussan, 2021; Levrel, 2020; Vaissière & Meinard, 2021), pour ne citer que les plus courants. Les banques de compensation sont apparues pour la première fois aux États-Unis, dans les années 1980 (*wetland mitigation banking* dans le cadre du *Clean Water Act*, et *conservation banking* pour le *Endangered Species Act*) (Bonneuil, 2015; Levrel, 2020; Vaissière & Meinard, 2021). Ce mécanisme a par la suite essaimé dans de nombreux pays, tels qu'en Australie ou encore en Allemagne (Calvet *et al.*, 2015).

Équivalence écologique et flexibilité

L'équivalence écologique doit normalement être une équivalence stricte en nature (c'est-à-dire *in kind* ou *like for like*) (Quétier & Lavorel, 2011) : elle repose sur la substitution d'un élément de biodiversité (p. ex. habitat, attribut, fonction) par un autre présentant des caractéristiques similaires (McVittie & Faccioli, 2020). C'est ce que préconise notamment le BBOP (BBOP, 2012), et ce qui est requis dans nombre de législations (Bull *et al.*, 2015). La compensation « hors nature » (*out of kind*) correspond à un échange de l'élément de biodiversité impacté par un autre présentant des caractéristiques différentes (McVittie & Faccioli, 2020; Quétier & Lavorel, 2011).

Bull *et al.* (2015) s'intéressent aux différentes catégories de flexibilité²⁹ qui peuvent avoir cours dans le cadre de la compensation écologique, et distinguent entre la flexibilité par type (*flexibility by type*) correspondant à l'échange d'un composant ou d'un type de biodiversité par un type différent, la flexibilité dans l'espace (*flexibility in space*) permettant une certaine distance géographique de localisation des mesures de compensation par rapport à la localisation des impacts du projet, ou encore la flexibilité dans le temps (*flexibility in time*) qui conduit à ce que les impacts d'un projet ne soient pas nécessairement concomitants aux gains de la compensation associée. Il existe un argument en faveur de ce que l'on appelle le « *trading up* » ou « *like for better* », qui se fonde sur l'idée qu'en autorisant des substitutions en nature de la biodiversité, c'est-à-dire en compensant un élément de biodiversité impacté par un autre non similaire mais plus prioritaire, les objectifs de conservation de la biodiversité pourront être mieux servis (BBOP, 2009; Bull *et al.*, 2015; Gardner *et al.*, 2013; Habib *et al.*, 2013; Pope *et al.*, 2021).

²⁹ Dans le cadre de leurs travaux, Bull *et al.* (2015) définissent la flexibilité comme « une mesure du degré auquel les pertes et les gains de biodiversité peuvent avoir des caractéristiques différentes dans la manière dont ils sont mis en œuvre, y compris spatialement et temporellement ».

Si la flexibilité peut avoir des avantages (p. ex. flexibilité dans l'espace pour une meilleure intégration, en termes écologiques, dans un territoire), elle peut également avoir des inconvénients (p. ex. perte d'habitats plus ordinaires en cas de flexibilité par type) (Bull *et al.*, 2015; Habib *et al.*, 2013). Toutefois, le NNL en nature ne pouvant être réalisé qu'à un niveau de mesure simplifié (Maron *et al.*, 2016), un certain degré de flexibilité est inévitable (Bull *et al.*, 2013; Maron *et al.*, 2012; Moilanen & Kotiaho, 2018; Quétier & Lavorel, 2011) : flexibilité dans l'espace car la compensation est rarement réalisée sur le site d'impact, flexibilité par type car ce qui est perdu ne peut être remplacé à l'identique, et flexibilité dans le temps car les pertes sont immédiates alors que les gains hypothétiques sont futurs (Moilanen & Kotiaho, 2018), à l'exception des banques de compensation qui peuvent permettre des gains écologiques antérieurement ou concomitamment aux pertes (Moilanen & Kotiaho, 2018). La question touche ainsi plus au degré de flexibilité autorisé (Bull *et al.*, 2015). L'augmentation de la flexibilité compromet l'atteinte de l'objectif de NNL (zu Ermgassen *et al.*, 2020). Ainsi, introduire de la flexibilité conduit à une équivalence écologique affaiblie (non stricte). L'objectif de NNL ne saurait être atteint si les résultats des mesures compensatoires ne sont pas pérennes et si l'équivalence n'est pas une équivalence stricte (Pope *et al.*, 2021). Or, lorsque sont pris en compte les difficultés de mise en œuvre de la compensation, la flexibilité est rarement justifiable (zu Ermgassen *et al.*, 2020). Compte tenu des connaissances scientifiques actuelles et de l'ingénierie écologique qui reste limitée, la mise en œuvre de l'équivalence écologique aboutira nécessairement (en dehors même de toute flexibilité) « à une équivalence écologique relâchée, avec pour conséquence probable de ne pas compenser toutes les dégradations » (Hay, 2017).

I.3 Comment évaluer l'équivalence écologique ?

La question de l'équivalence écologique est considérée comme l'un des principaux défis de la compensation avec, entre autres, les métriques et la localisation des mesures compensatoires (Gonçalves *et al.*, 2015; Maron *et al.*, 2016; Quétier & Lavorel, 2011; Scemama *et al.*, 2018). Une telle équivalence requiert en effet de comparer les valeurs biologiques du site impacté par le développement et du site où sont mises en œuvre les mesures compensatoires, alors même que seule une petite partie de la biodiversité peut être mesurée et qu'aucun site n'est identique (Maron *et al.*, 2016). Ce qui n'est pas observé ne sera pas compensé, et la destruction sera donc irréductible (Devictor, 2018).

La notion d'équivalence pourra être interprétée différemment selon la perspective adoptée : l'équivalence issue d'une démarche scientifique ne sera pas la même que celle conçue par les bureaux d'études ou les décideurs, qui sont à la recherche d'opérationnalité et d'efficacité (Devictor, 2018). Sur le fondement d'une étude empirique sur la compréhension conceptuelle de la compensation écologique en Ouganda, Kigonya (2022) montre une tendance, de la part du personnel impliqué dans la conception et la mise en œuvre des programmes de compensation, à la simplification et à l'adaptation aux contextes individuels, en faisant des « compromis ». Les perceptions de la compensation dans la pratique tendent ainsi à différer du concept théorique (Kigonya, 2022). Par ailleurs, il apparaît difficile d'interpréter le principe d'équivalence écologique de manière univoque, les réalités écologiques associées étant complexes (Mechin & Pioch, 2019; Quétier & Lavorel, 2011).

En théorie, l'équivalence doit être quantifiable et donc démontrable (Mayfield *et al.*, 2022; Niner *et al.*, 2021). L'équivalence écologique exige en effet une quantification des pertes sur le site de

l'aménagement afin de les faire correspondre à des gains sur les sites de compensation. Comme l'ont notamment souligné Moreno-Mateos *et al.* (2015), « l'absence de perte nette ne s'applique pas complètement aux écosystèmes, mais plutôt à des valeurs définissables reflétées dans les métriques de compensation ». En effet, le calcul des gains de biodiversité requis pour atteindre l'objectif de non perte nette est essentiel à la conception et au suivi de l'efficacité de la compensation écologique (Carreras Gamarra *et al.*, 2018) ; le choix de la métrique sera donc déterminant. Il est nécessaire, à cette fin, que les mêmes métriques soient utilisées pour évaluer pertes et gains (Kujala *et al.*, 2022). Ce choix influencera également le calcul des ratios de compensation (afin de tenir compte des incertitudes) et la localisation des sites de mise en œuvre des mesures compensatoires (Gonçalves *et al.*, 2015).

Or, il arrive fréquemment que les pertes ne soient pas estimées (Josefsson *et al.*, 2021) ou que les sites utilisés pour la compensation n'aient pas fait l'objet d'un état initial sur la base duquel mesurer les gains obtenus (Bull, Gordon, *et al.*, 2014; Weissgerber *et al.*, 2019b). L'impossibilité qui en résulte de faire correspondre les pertes et les gains se traduira par une perte nette de biodiversité (Josefsson *et al.*, 2021). Le manque de données permettant de confirmer l'atteinte de l'objectif de NNL est considéré comme l'un des principaux défis de la compensation (Kujala *et al.*, 2022; May *et al.*, 2017).

Par ailleurs, pour certains auteurs, l'exercice de comparaison n'est possible que si les sites de compensation sont physiquement proches du site impacté (p. ex. même bassin versant, même biorégion) (McKenney & Kiesecker, 2010; Pope *et al.*, 2021). Une trop grande flexibilité géographique pourrait en effet conduire à des compensations écologiquement dissemblables des sites d'impact, en ne permettant pas les processus environnementaux naturels, tels que la dispersion et la migration des espèces entre les deux sites (Abdo *et al.*, 2019; Yu *et al.*, 2018). La localisation des sites compensatoires dépend toutefois de la disponibilité des terres, ce qui peut être un frein à une localisation optimale (Gelot & Bigard, 2021).

L'équivalence pose également la question de la durée des mesures compensatoires. Certaines législations lient la durée des compensations à la durée de l'impact, ce qui implique que les impacts seraient réversibles, le site pouvant être entièrement réhabilité à la fin des activités (Bull *et al.*, 2013; Pope *et al.*, 2021). Le BBOP recommande d'obtenir des résultats pour une durée *a minima* égale à celles des impacts du projet et, de préférence, à perpétuité (BBOP, 2009, 2012).

Nous abordons ci-après la question de l'équivalence écologique à travers le choix des métriques et des méthodes d'évaluation (I.3.1), la réalisation de scénarios contrefactuels (I.3.2), et le recours à des multiplicateurs afin notamment de tenir compte des décalages temporels et des incertitudes liées à la mise en œuvre et à l'efficacité des mesures compensatoires (I.3.3). Seul le suivi des mesures permettra de déterminer si une équivalence est réellement atteinte (I.3.4).

I.3.1 Le choix des métriques et des méthodes d'évaluation

Des inquiétudes portent notamment sur le choix des métriques pour démontrer l'équivalence entre pertes et gains de biodiversité (Bull *et al.*, 2013; Calvet *et al.*, 2015; Gardner *et al.*, 2013; Mayfield *et al.*, 2022). Les méthodes d'évaluation de l'équivalence doivent ainsi prendre en compte diverses considérations clés (Bull *et al.*, 2013; Quétier & Lavorel, 2011), résumées par Bezombes *et al.* (2017) comme étant écologiques (biodiversité cible et indicateurs associés), spatiales (contexte paysager), temporelles (décalages) et d'incertitude (risque d'échec de la compensation). Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de méthodes et métriques uniformes et partagées. Malgré des centaines de méthodes pour

évaluer et calculer les pertes et les gains de biodiversité (Levrel, 2020), et donc leur équivalence (Bull *et al.*, 2013; Bull, Milner-Gulland, *et al.*, 2014; Marshall *et al.*, 2020; McKenney & Kiesecker, 2010; Quétier & Lavorel, 2011), aucune n'est entièrement satisfaisante (Bezombes *et al.*, 2017; Carreras Gamarra *et al.*, 2018; Mayfield *et al.*, 2022). Les méthodes d'équivalence écologique n'échappent pas à certains biais (Quétier & Lavorel, 2011), parmi lesquels Bas *et al.* (2013) visent la difficulté à prendre en compte les phénomènes de fragmentation et de connectivité, ou encore le caractère stochastique de l'évolution des écosystèmes. Or, la sélection des métriques et des méthodes comptables dans lesquelles elles sont intégrées peuvent fortement influencer les résultats des mesures compensatoires (Carreras Gamarra *et al.*, 2018). Maron *et al.* (2012) mentionnent la faible mesurabilité de la valeur compensée comme un problème important. Chaque métrique met l'accent sur certains aspects de la biodiversité plus que d'autres, compte tenu du caractère complexe, multidimensionnel et multi-échelle de la biodiversité (McVittie & Faccioli, 2020). L'Encadré 3 ci-dessous met en lumière la question de la prise en compte du contexte paysager dans l'évaluation de l'équivalence écologique.

Encadré 3 : La prise en compte du contexte paysager dans l'évaluation de l'équivalence écologique

Il existe une relation entre structure du paysage et fonctions écologiques, bien connue à présent (Brunetti *et al.*, 2023; Gustafson, 2019). L'altération des structures du paysage produit des effets sur la dynamique des populations (Baguette *et al.*, 2013). La connectivité du paysage est définie comme la mesure dans laquelle le paysage facilite ou entrave les mouvements entre les ressources de l'habitat (*resource patches*) (Taylor *et al.*, 1993).

Une approche paysagère est considérée comme nécessaire afin d'appréhender les impacts cumulés générés par les projets (actuels et futurs) (Gelot & Bigard, 2021; Kennedy *et al.*, 2016; Whitehead *et al.*, 2017), à défaut de quoi leurs impacts seront sous-estimés, entravant la planification efficace des mesures d'évitement (Gelot & Bigard, 2021). Pourtant, bien que la connectivité paysagère apparaisse comme un facteur clé de réussite de la compensation (Moulherat *et al.*, 2023; Tarabon *et al.*, 2020), elle est peu intégrée à la conception des mesures compensatoires (Bigard *et al.*, 2017). La mutualisation des sites compensatoires peut également améliorer la connectivité des habitats pour certaines espèces (Tarabon *et al.*, 2021).

Par ailleurs, la prise en compte de la connectivité paysagère peut permettre de garantir de meilleurs gains de biodiversité. Ainsi, localiser les sites de compensation à proximité ou chevauchant des zones naturelles peut avoir comme avantage que le milieu environnant aide au maintien de la qualité de l'écosystème (Gelot & Bigard, 2021; McKenney & Kiesecker, 2010; Quétier & Lavorel, 2011), en stimulant notamment les espèces au sein des sites compensatoires en améliorant la connectivité (Quétier, Regnery, *et al.*, 2014; Tarabon *et al.*, 2021). Le respect du principe d'additionnalité doit tout de même être garanti, par rapport aux politiques de conservation de la nature existantes et aux sources de financement (Quétier, Regnery, *et al.*, 2014).

Un nombre croissant d'études proposent des méthodes d'évaluation des projets qui intègrent une perspective de connectivité du paysage (voir p. ex. Bergès *et al.*, 2020; Brunetti *et al.*, 2023; Moilanen *et al.*, 2020; Moulherat *et al.*, 2023; Tarabon *et al.*, 2020, 2021). L'une des métriques couramment utilisée est la connectivité équivalente (*equivalent connectivity*) (Saura *et al.*, 2011), qui se fonde sur le concept de quantité d'habitat atteignable (*amount of reachable habitat*) pour une espèce ou un groupe d'espèces (Saura & de la Fuente, 2017) (pour des expérimentations ayant recours à cette métrique, voir notamment Bergès *et al.*, 2020; Tarabon *et al.*, 2020). L'exercice de modélisation (en particulier fondé sur la théorie des graphes)

n'est toutefois pas sans limites, lesquelles peuvent concerner les données utilisées (voir p. ex. Tarabon *et al.*, 2020) ou le nombre d'espèces visées (voir p. ex. Moulherat *et al.*, 2023; Tarabon *et al.*, 2021).

Pour certains auteurs, le>NNL n'est pas réalisable en pratique, car il ne s'applique pas de manière exhaustive aux écosystèmes, mais plutôt aux valeurs définies dans les métriques de compensation (Gardner *et al.*, 2013; Maron *et al.*, 2012, 2016; Moreno-Mateos *et al.*, 2015). Les indicateurs utilisés sont dépendants du contexte, et donc du projet, et dépendent de ce que l'on souhaite mesurer (p. ex. abondance, fonctions écologiques, etc.) (Calvet & Salles, 2019). Par conséquent, les compensations n'offrent qu'un remplacement faible ou incomplet à la perte de biodiversité (Quétier & Lavorel, 2011). Il ne pourra y avoir de résultat>NNL pour la biodiversité non mesurée directement ou indirectement par le biais d'une approximation sous la forme d'une métrique (Moilanen & Kotiaho, 2018). Il y a donc nécessairement simplification de la mesure de biodiversité (Bull *et al.*, 2013; Quétier & Lavorel, 2011), la question étant en réalité de savoir quelle simplification est acceptable, étant donné qu'une conception inappropriée, quand bien même elle aurait été mise en œuvre en intégralité, conduira inmanquablement à une perte nette (Moilanen & Kotiaho, 2018). Le fait d'atteindre le>NNL ou un gain net dans les métriques de compensation choisies ne constitue pas une garantie de l'absence de perte nette de biodiversité sur le long terme (Marshall *et al.*, 2021, 2022; Sonter, Simmonds, *et al.*, 2020).

Comme nous l'avons vu antérieurement, lorsque les mesures compensatoires prennent la forme de pertes évitées, il existe un risque de déplacement des pressions ciblées par la perte évitée (*leakage*) (van Oosterzee *et al.*, 2012), ce qui réduit les gains de la compensation (Moilanen & Kotiaho, 2018; Moilanen & Laitila, 2016). Ces fuites devront être évaluées afin de déterminer le gain net, ce qui implique d'avoir des connaissances sur l'impact écologique que les pressions relocalisées sont susceptibles de créer ailleurs (Moilanen *et al.*, 2020; Moilanen & Kotiaho, 2018). De telles fuites augmentent les multiplicateurs (voir ci-dessous) et les coûts (Moilanen & Kotiaho, 2018).

Enfin, de nombreux auteurs considèrent que le choix des métriques doit tenir compte de considérations opérationnelles : la métrique doit être écologiquement pertinente (pour ce que l'on souhaite mesurer), mais également pratique à mesurer (Mayfield *et al.*, 2022), notamment en termes de temps et de ressources nécessaires (Bezombes *et al.*, 2017; Carreras Gamarra *et al.*, 2018).

I.3.2 La réalisation de scénarios contrefactuels

Nombreux sont les auteurs à considérer que l'atteinte de l'équivalence écologique implique la réalisation de scénarios contrefactuels, à la fois pour le site de l'aménagement et le site de compensation (Ferraro, 2009; Lindenmayer *et al.*, 2017; Maron *et al.*, 2015b, 2016; Peterson *et al.*, 2018; Sonter *et al.*, 2017). Il s'agit ainsi d'estimer la trajectoire de la biodiversité en l'absence d'aménagement d'une part, et en l'absence de mesures compensatoires d'autre part (Kujala *et al.*, 2022; Maron *et al.*, 2015b; Peterson *et al.*, 2018). Les contrefactuels procurent les bases de référence à partir desquelles les pertes (site impacté) et les gains (site de compensation) peuvent être quantifiés (Maron *et al.*, 2016). La réalisation de contrefactuels permet de tenir compte de la variation dans le temps des attributs de la biodiversité, qui peuvent résulter de divers facteurs tels que les variations stochastiques (p. ex. sécheresses ou inondations) (Kujala *et al.*, 2022). Les métriques utilisées pour établir les scénarios contrefactuels et pour établir les pertes et les gains doivent être les mêmes

(Peterson *et al.*, 2018). Toutefois, de nombreuses politiques de compensation écologique ne prennent pas explicitement en compte de tels scénarios (Maron *et al.*, 2015b, 2016).

Cela est particulièrement important dans le cas de compensations par pertes évitées, pour lesquelles la preuve de résultats de conservation additionnels peut être difficile à apporter (Thorn *et al.*, 2018). Dans ce cas, les gains doivent être calculés en se fondant sur la trajectoire probable du site en l'absence de compensation, en tenant compte des menaces et pressions, ainsi que des mesures de gestion (Pope *et al.*, 2021).

Cependant, il existe généralement une forte incertitude concernant les scénarios contrefactuels (Bekessy *et al.*, 2010; Maron *et al.*, 2016; Peterson *et al.*, 2018). Théoriquement, il est possible d'estimer des contrefactuels plausibles en projetant les taux passés de perte de biodiversité dans l'avenir ; dans la pratique, ce calcul se révèle compliqué car les scénarios contrefactuels reflètent un avenir qui ne sera jamais observé (Maron *et al.*, 2016). Une très forte incertitude porte notamment sur les prédictions des tendances de développement futures, mais également sur les impacts du changement climatique sur la biodiversité (Maron *et al.*, 2016), ce qui peut inciter certains acteurs à les manipuler en exacerbant les déclin de biodiversité projetés (Gordon *et al.*, 2015). Les scénarios contrefactuels sont rarement rendus transparents (Sonter *et al.*, 2017). Or, quand bien même ils seraient explicites, le>NNL pourrait ne pas être atteint si la réalité ne suit pas la trajectoire prédite (Pope *et al.*, 2021).

I.3.3 Le recours à des multiplicateurs

Comme cela a déjà été noté, divers facteurs peuvent limiter le succès technique des compensations, parmi lesquels les décalages temporels (*time lags*) et l'incertitude (*uncertainty*) (Maron *et al.*, 2012). Les décalages temporels correspondent au délai entre l'occurrence de l'impact et le moment où la compensation est pleinement efficace, tandis que l'incertitude fait référence au risque d'échec de la compensation (Bezombes *et al.*, 2017; Bull *et al.*, 2013; Maron *et al.*, 2012; Quétier & Lavorel, 2011). Les considérations relatives aux décalages temporels et à l'incertitude doivent être intégrées dans la conception de la compensation écologique, car la perte immédiate est certaine alors que le gain futur est incertain (Maron *et al.*, 2016). La perte immédiate ne peut donc être compensée uniquement par d'hypothétiques gains équivalents (Laitila *et al.*, 2014; Maron *et al.*, 2012; Moilanen *et al.*, 2009; Quétier & Lavorel, 2011). Une méthode qui pourrait être utilisée pour tenir compte de ces décalages temporels est l'actualisation temporelle³⁰ (Laitila *et al.*, 2014; Maron *et al.*, 2012), à travers des multiplicateurs spécifiques. Les multiplicateurs doivent permettre de rendre la compensation plus robuste afin de tenir compte d'une surestimation potentielle des gains (Maron *et al.*, 2016), conformément au principe de précaution (Dorrough *et al.*, 2019). L'utilisation de tels multiplicateurs doit être explicitée et justifiée (Laitila *et al.*, 2014). Lorsque les gains de compensation ont été générés à l'avance, comme par exemple dans le cas d'une banque d'habitat, le besoin d'actualisation temporelle disparaît (Moilanen & Kotiaho, 2018).

³⁰ L'actualisation temporelle est ici empruntée aux sciences économiques. Elle conduit au concept de valeur actuelle nette, c'est-à-dire à l'évaluation relative de la valeur future. En matière de compensation, il s'agit d'évaluer la valeur environnementale acquise (les gains de biodiversité) lorsqu'elle est actualisée à la date présente (Laitila *et al.*, 2014).

Par ailleurs, des multiplicateurs (ou ratios) sont couramment utilisés afin de tenir compte des incertitudes liées à l'efficacité des mesures de compensation (Bull *et al.*, 2017; McVittie & Faccioli, 2020). L'application de tels multiplicateurs conduit à l'augmentation de la zone de compensation, fonctionnant ainsi comme une mesure de précaution (Karlsson & Edvardsson Björnberg, 2021). Dans le cas de mesures de restauration écologique, compte tenu des incertitudes pesant sur l'atteinte des résultats escomptés (le succès de la restauration n'étant que partiel), le multiplicateur de restauration devra être nettement supérieur à 1 (Moilanen & Kotiaho, 2018). Les gains résultant de pertes évitées n'étant également que partiels, la même logique s'applique (multiplicateur nettement supérieur à 1) (Moilanen & Kotiaho, 2018). Sur la base d'une revue de la littérature et d'une étude empirique sur les multiplicateurs mis en œuvre, Bull *et al.* (2017) considèrent que, théoriquement, les valeurs des multiplicateurs devraient s'exprimer en dizaines, voire en centaines, pour tenir compte des incertitudes écologiques (voir également Gibbons *et al.* (2016) et Moilanen & Kotiaho (2018) pour la nécessité de ratios d'au moins 1:10). Enfin, si une compensation est temporaire alors que les impacts du développement sont permanents (p. ex. routes, ferroviaire, logements), alors les multiplicateurs devront être augmentés significativement afin de tenir compte de cette absence de permanence (Moilanen & Kotiaho, 2018).

Le recours à des multiplicateurs ne garantit toutefois pas l'absence de perte nette de biodiversité (Walker *et al.*, 2009). L'utilisation de tels ratios représentent plutôt une forme d'assurance, c'est-à-dire de couverture des risques (Moilanen *et al.*, 2009; Moilanen & Kotiaho, 2018; Pope *et al.*, 2021).

I.3.4 Le suivi des mesures compensatoires

L'évaluation de l'atteinte de l'équivalence écologique exige un suivi, tant de la mise en œuvre des mesures compensatoires (leur réalisation) que de leurs résultats (May *et al.*, 2017; Takacs, 2018). Or, la mise en œuvre des mesures et/ou leur suivi sont souvent incomplets, voire absents (voir p. ex. May *et al.*, 2017; Moilanen *et al.*, 2020). En moyenne, seuls deux tiers des mesures compensatoires seraient mis en œuvre, et à peine un tiers d'entre elles produiraient les résultats escomptés (Kujala *et al.*, 2022).

Outre la mauvaise utilisation des informations scientifiques dans la conception des mesures compensatoires (Maron *et al.*, 2015b), l'absence de gestion adaptative et de suivi de la conformité des mesures est également citée comme facteur empêchant la réussite de la compensation (Lindenmayer *et al.*, 2017; Niner *et al.*, 2017b). Le manque de ressources ou de capacités institutionnelles pour contrôler et évaluer les politiques de compensation écologique est également mentionné comme un défi important (Dauguet, 2020; Guillet *et al.*, 2017; Maron *et al.*, 2016).

Afin de rendre compte de manière transparente des résultats de la compensation écologique, des auteurs préconisent la mise en place et la tenue d'un registre des mesures compensatoires accessible au public (Kujala *et al.*, 2022; Maron *et al.*, 2016; Sonter *et al.*, 2018). Kujala *et al.* (2022) définissent des critères à appliquer aux registres publics sur la compensation écologique afin qu'ils permettent un *reporting* accessible et crédible concernant le>NNL ; aucun des neuf registre répertoriés (dont le registre français) ne satisfont ces critères (pas de données publiques permettant d'établir si le>NNL est atteint).

Encadré 4 : L'impact de la taille des sites de compensation sur l'efficacité des mesures

La taille des sites de compensation, de même que les habitats qui la composent, jouent un rôle quant à la réussite des mesures compensatoires. Un site plus grand permettrait d'amortir les incertitudes liées à cette réussite (Gelot & Bigard, 2021). Dans le cadre d'actions de génie écologique, la surface conditionne l'efficacité à long terme de ces actions (Bezombes & Regnery, 2020). Sur la base d'une méta-analyse portant sur 621 zones humides à travers le monde, Moreno-Mateos *et al.* (2012) montrent que les zones humides de grande surface (> 100 ha) se rétablissent plus rapidement que les zones humides plus petites. Or, la compensation a, à tout le moins en France, tendance à être mise en œuvre sur « une myriade de petits sites », ce qui complique davantage l'obtention de gains écologiques (Weissgerber *et al.*, 2019b). Selon une étude de Gelot & Bigard (2021), analysant la base de données nationale française sur les mesures de compensation écologique (GéoMCE), 50 % des sites compensatoires ont une surface inférieure à 1 ha, et 75 % ont une surface inférieure ou égale à 3,6 ha.

Par ailleurs, les mesures compensatoires à petite échelle sont plus difficiles à mettre en œuvre (Fallding, 2014). Les interventions *ad hoc*, à petite échelle et autonomes posent un certain nombre de problèmes, parmi lesquels le risque d'échec de la compensation lié aux effets de bord (dégradation en bordure de site non traitée), mais également le risque d'avoir une valeur environnementale limitée pour de petites poches restaurées non reliées à un réseau écologique (Lukey *et al.*, 2017).

Toutefois, certains auteurs considèrent que la mise en œuvre de mesures compensatoires à petite échelle, lorsqu'elle est réalisée de manière stratégique dans le cadre d'une planification, peut réduire les risques associés à la compensation sur une grande zone, tels que l'absence de réponse du milieu aux mesures mises en œuvre (Moilanen *et al.*, 2009), ou encore le déclin de l'écosystème dû à des influences externes (p. ex. catastrophes naturelles) (Abdo *et al.*, 2019).

Ce qu'il faut retenir de la section I « La compensation écologique : un sujet international »

La compensation écologique est un mécanisme adopté par un nombre croissant de pays, plus de 100 à ce jour. Elle constitue la dernière étape de la hiérarchie des mesures d'atténuation (ERC), qui doit tendre vers l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité. L'atteinte d'un tel objectif est toutefois soumise au respect et à la mise en œuvre de certains principes, en particulier celui de l'équivalence écologique entre les pertes (zones d'impact) et les gains (zones de compensation), mais également celui d'additionnalité.

La conception et la mise en œuvre des mesures compensatoires se heurtent cependant à un certain nombre de défis. Le premier concerne l'application de la séquence ERC, les mesures d'évitement n'étant pas mises en œuvre de manière satisfaisante : l'existence d'une option de compensation peut notamment conduire à une sous-utilisation des étapes d'évitement et de réduction. Par ailleurs, la compensation est confrontée à des défis théoriques et pratiques. L'on peut notamment citer la question de savoir ce sur quoi porte l'objectif de>NNL : certains éléments de biodiversité seulement ? fonctions de l'écosystème ? services écosystémiques ? etc. L'évaluation de l'équivalence écologique est également un défi important, en lien en particulier avec le choix des métriques, la réalisation de scénarios contrefactuels (pour le site impacté et pour le site de compensation), ainsi que le recours à des multiplicateurs pour tenir compte des décalages temporels et de l'incertitude liés à la mise en œuvre et au succès des mesures de compensation. Le suivi des mesures mises en œuvre revêt également un caractère fondamental, puisqu'il conditionne la détermination concrète de l'équivalence écologique, ainsi que de

l'atteinte de l'objectif de NNL. Certains auteurs considèrent toutefois qu'un tel objectif n'est pas réalisable en pratique, car il s'applique à des valeurs définies dans des métriques, et non pas aux écosystèmes dans leur entièreté.

II. La compensation écologique en territoire juridique

Dans cette partie, nous présentons la compensation écologique à travers sa déclinaison territoriale juridique, c'est-à-dire à travers la réglementation applicable, et ce à diverses échelles. La compensation est ainsi abordée sous l'angle de son développement historique en droit français et des principes qui la régissent (II.1), puis par le biais de la planification territoriale à ses différentes échelles (II.2).

II.1 La compensation écologique en droit français : une longue histoire aux développements récents

La compensation écologique fait partie du paysage juridique français, au moins textuellement, depuis 1976. Cependant, son existence et son exigence textuelles ont mis quelques décennies à voir leur traduction concrète dans les faits. Depuis la fin des années 2000, d'importantes évolutions sont intervenues (II.1.1), renforçant le cadre juridique applicable, notamment en ce qui concerne les principes que la compensation doit respecter (II.1.2).

II.1.1 Historique de la compensation écologique en droit français

L'obligation de compensation écologique découle historiquement de la loi du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature (et de son décret d'application du 12 octobre 1977)³¹, entrée pleinement en vigueur le 1^{er} juillet 1978 (Hebrard, 1981), ayant introduit le dispositif de l'étude d'impact pour certains ouvrages ou projets d'aménagement et intégrant la mise en œuvre de la séquence ERC. Ainsi, en vertu de l'article 2 de cette loi, le maître d'ouvrage avait l'obligation d'intégrer dans son étude d'impact « *les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables du projet sur l'environnement* ». La loi de 1976 prévoyait également l'établissement de listes locales et nationales d'« *espèces animales non domestiques ou végétales non cultivées* » menacées à protéger³² (Vaissière & Meinard, 2021). Si l'obligation juridique ne fait pas de doute, il faudra cependant attendre la fin des années 2000 avec l'adoption de l'arrêté ministériel de 19 février 2007 fixant les conditions de demande et d'instruction de dérogation aux destructions d'espèces protégées³³ et les

³¹ Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, JORF n° 162 du 13 juillet 1976. Décret n° 77-1141 du 12 octobre 1977 pris pour l'application de l'article 2 de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature, JORF n° 238 du 13 octobre 1977.

³² Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976, préc., art. 4.

³³ Arrêté du 19 février 2007 fixant les conditions de demande et d'instruction des dérogations définies au 4° de l'article L.411-2 du Code de l'environnement (C. env.) portant sur des espèces de faune et de flore sauvages protégées, JORF n° 92 du 19 avril 2007.

lois issues du Grenelle de l'environnement³⁴, ainsi que la réforme de l'étude d'impact³⁵, pour observer enfin la mise en œuvre de cette obligation dans la pratique (Bigard *et al.*, 2017; Mechin & Pioch, 2019; Semal & Guillet, 2017a).

La réglementation française découle également du droit de l'UE, qui établit une obligation d'évaluation environnementale pour les projets (Directive 85/337/CEE, abrogée et remplacée par la Directive 2011/92/UE)³⁶, mais également pour les plans et programmes (Directive 2001/42/CE)³⁷. Le respect de la hiérarchie des mesures d'atténuation, et donc l'obligation de compensation le cas échéant, est directement inscrit dans les directives européennes dites « Oiseaux » (Directive 79/409/CEE)³⁸ et « Habitats » (Directive 92/43/CEE)³⁹. L'ensemble de ces directives a fait l'objet d'une transposition en droit national, bien que la complétude de cette transposition ait été contestée⁴⁰. Les dispositions nationales relatives aux mesures ERC intègrent donc les exigences issues des directives précitées. Dans le cadre de nos travaux de recherche, nous nous concentrons uniquement sur les dispositions relatives aux projets, et non aux plans et programmes.

Il est toutefois important de noter que, en droit français, les sources juridiques exigeant le respect de la séquence ERC, et par là même d'une obligation de compensation écologique, varient. L'on peut notamment citer les atteintes causées par les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE)⁴¹, ou encore dans le cadre de la loi sur l'eau⁴², de l'évaluation des incidences Natura 2000⁴³, en matière de défrichement⁴⁴, de dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées⁴⁵, ou concernant les mesures compensatoires en cas d'atteintes aux continuités

³⁴ Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (loi « Grenelle I »), JORF n° 179 du 5 août 2009 ; et Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (loi « Grenelle II »), JORF n° 160 du 13 juillet 2010. Les articles R.122-4 et R.122-5 du C. env., tels qu'en vigueur, précisent le contenu de l'étude d'impact.

³⁵ Décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements, JORF n° 302 du 30 décembre 2011.

³⁶ Directive 85/337/CEE du Conseil du 27 juin 1985 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement, JOCE L 175 du 5 juillet 1985. Abrogée et remplacée par la Directive 2011/92/UE du Parlement européen et du Conseil du 13 décembre 2011 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement, JOUE L 26 du 28 janvier 2012. La Directive 2011/92/UE a été modifiée par la Directive 2014/52/UE du Parlement européen et du Conseil du 16 avril 2014, JOUE L 124 du 25 avril 2014.

³⁷ Directive 2001/42/CE du Parlement européen et du Conseil du 27 juin 2001 relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement, JOCE L 197 du 21 juillet 2001.

³⁸ Directive 79/409/CEE du Conseil du 2 avril 1979 concernant la conservation des oiseaux sauvages, JOCE L 103 du 25 avril 1979.

³⁹ Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages, JOUE L 206 du 22 juillet 1992.

⁴⁰ Voir notamment CJUE, 4 mars 2010, affaire C-241/08, *Commission européenne c/ République française* (mauvaise transposition de dispositions de la directive Habitats).

⁴¹ Voir C. env., art. R.122-2 et son tableau annexe (projets faisant l'objet d'une évaluation environnementale systématique ou au cas par cas).

⁴² Même article.

⁴³ C. env., art. L.414-4 et R.414-19, art. R.424-23.

⁴⁴ Code forestier, art. L.341-6.

⁴⁵ C. env., art. L.411-1 et suivants, et art. R.411-1 et suivants.

écologiques des trames vertes et bleues (TVB)⁴⁶ (Bras, 2019; Callois, 2017; Combe, 2017; Etrillard, 2016). L'absence d'un cadre réglementaire commun a pour conséquence une forte variation de l'objectif et de la finalité de la compensation d'un texte à l'autre (Combe, 2017; Etrillard, 2016).

L'élaboration de la doctrine ERC en 2012 (MEDDE, 2012) et de lignes directrices ERC en 2013 (CGDD, 2013) par le ministère en charge de l'écologie est venue renforcer la compréhension et la mise en œuvre de la séquence ERC, avec également la publication d'un guide d'aide à la définition des mesures ERC (CGDD, 2018) et, plus récemment, d'un guide de mise en œuvre portant sur une approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique (Andreadakis *et al.*, 2021). Ces documents n'ont cependant pas de valeur normative, leur non-respect ne pouvant être contesté en justice (Arnauld de Sartre & Doussan, 2018; Lucas, 2018)⁴⁷.

Le 8 août 2016 a été adoptée la loi Biodiversité⁴⁸, à l'issue d'un processus législatif qui aura duré plus de deux ans et donné lieu à trois lectures au Sénat et quatre à l'Assemblée nationale (Doussan, 2018). Cette loi vient réaffirmer et préciser la séquence ERC et la hiérarchie des mesures qui en découlent (avec la disparition notamment du « *et si possible* »), avec un objectif d'absence de perte nette, voire d'un gain de biodiversité. Cette séquence est illustrée ci-dessous (Figure 1).

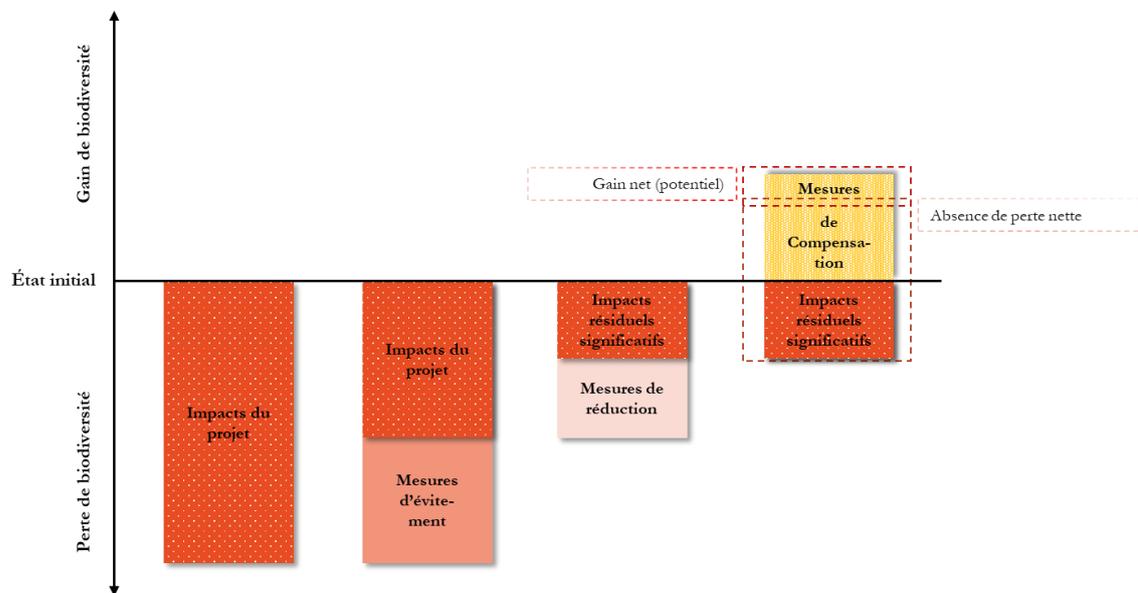


Figure 1 : Principe de mise en œuvre des mesures ERC dans le cadre d'un projet (adapté de BBOP, 2009)

La loi Biodiversité dispose que les mesures de compensation sont celles « *rendues obligatoires par un texte législatif ou réglementaire pour compenser* »⁴⁹. La séquence ERC est notamment au cœur de l'évaluation environnementale des projets, telle que présentée dans l'Encadré 5 ci-dessous.

⁴⁶ Loi Grenelle I, art. 23 ; C. env., art. L.371-2.

⁴⁷ Lucas (2018) mentionne un arrêt de la Cour administrative d'appel de Nancy (CAA Nancy, 12 juin 2014, n°13NC00244), le juge considérant que « *la Ligue pour la protection des oiseaux de Franche-Comté ne saurait utilement se prévaloir d'un document intitulé "les lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels" qui est postérieur à la délibération attaquée et est dépourvu de valeur normative* ».

⁴⁸ Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016, préc.

⁴⁹ C. env., art. L.163-1 I (issu de la loi Biodiversité).

Encadré 5 : La procédure d'évaluation environnementale des projets (C. env., art. L.122-1 et suivants, art. R.122-1 et suivants ; C. urba., art. L.104-1 à L.104-8)

La séquence ERC est au centre de l'évaluation environnementale. Elle s'applique à toutes les composantes de l'environnement (biodiversité, air, bruit, paysage, etc.), bien que nos travaux de recherche se concentrent sur la thématique biodiversité (milieux naturels).

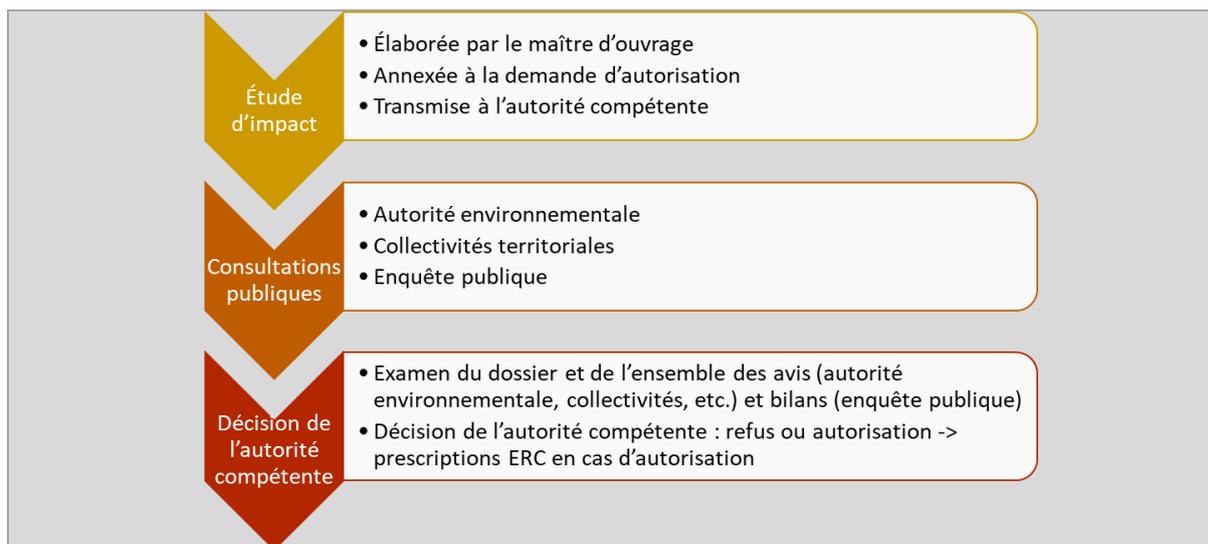
L'évaluation environnementale est une démarche globale qui intègre la réalisation d'une étude d'impact pour les projets de travaux, d'ouvrages et d'aménagements susceptibles d'avoir une incidence notable sur l'environnement ou la santé humaine. Les projets sont définis comme « *la réalisation de travaux de construction, d'installations ou d'ouvrages, ou d'autres interventions dans le milieu naturel ou le paysage, y compris celles destinées à l'exploitation des ressources du sol* » (C. env., art. L.122-1).

Cette évaluation peut et/ou doit être précédée, dans certains cas et sous certaines conditions, par diverses étapes non développées ici mais qu'il convient de mentionner, qui requièrent la participation du public⁵⁰, à savoir :

- Procédure de débat public, relevant de la compétence de la Commission nationale du débat public (CNDP) (C. env., art. L.121-1 à L.121-8) ;
- Procédure de concertation préalable mise en œuvre par le maître d'ouvrage (C. env., art. L.121-17 I) ;
- Procédure de concertation préalable mise en œuvre par l'autorité compétente pour autoriser le projet (C. env., art. L.121-17 II), pouvant être organisée sous l'égide d'un garant ;
- Procédure préalable décidée par le représentant de l'État (le préfet) à la suite du droit d'initiative ouvert au public (C. env., art. L.121-17 III).

L'évaluation environnementale désigne un processus constitué de trois grandes étapes (selon C. env., art. L.122-1 III), synthétisé dans le schéma ci-dessous. Il convient toutefois de noter que le maître d'ouvrage a la possibilité d'effectuer une demande de cadrage préalable, portant sur le champ et le degré de précision des informations à fournir dans l'étude d'impact, auprès de l'autorité compétente (décisionnaire) avant de présenter une demande d'autorisation (C. env., art. L. 122-1-2, art. R.122-4).

⁵⁰ Le principe de participation du public en matière environnementale est consacré constitutionnellement par l'article 7 de la Charte de l'environnement : « *Toute personne a le droit, dans les conditions et les limites définies par la loi, d'accéder aux informations relatives à l'environnement détenues par les autorités publiques et de participer à l'élaboration des décisions publiques ayant une incidence sur l'environnement* » (loi constitutionnelle n° 2005-205 du 1^{er} mars 2005 relative à la Charte de l'environnement, JORF n° 51 du 2 mars 2005).



Les projets devant faire l'objet d'une évaluation environnementale sont ceux qui « *par leur nature, leur dimension ou leur localisation, sont susceptibles d'avoir des incidences notables sur l'environnement ou la santé humaine* » (C. env., art. L.122-1 II), de manière systématique ou au cas par cas, en fonction de critères et de seuils définis à l'annexe de l'article R.122-2 du C. env. L'adoption de la « clause filet » en 2022⁵¹ permet à présent de soumettre à l'examen au cas par cas des projets quand bien même ils seraient situés en deçà des seuils (C. env., art. R.122-2-1). L'autorité compétente doit motiver sa décision et, dans le cas d'une autorisation, préciser les prescriptions ERC et les modalités du suivi (C. env., art. L.122-1-1 I al. 2).

Certains projets peuvent faire l'objet de plusieurs autorisations successives, tels que les infrastructures de transport, qui font l'objet d'une déclaration d'utilité publique –DUP– (ou d'une déclaration de projet), puis d'une ou plusieurs autorisations environnementales. L'étude d'impact initiale doit évaluer l'ensemble des incidences notables du projet sur l'environnement (p. ex. lors du dossier DUP)⁵² ; cette étude d'impact devra être actualisée au plus tard lors de la dernière autorisation⁵³ (CGDD, 2017a). Le tracé de tels projets est en général acté lors de la DUP (dont la question environnementale n'est pas l'objet central) : l'évitement ne pourra donc pas consister à déplacer la zone d'emprise du projet ; il ne pourra être constitué que de modifications à la marge, au sein même de cette emprise (Dauguet, 2020).

L'autorisation environnementale a fait l'objet d'une réforme en 2017⁵⁴, à la suite d'expérimentations menées depuis 2014⁵⁵. En effet, depuis le 1^{er} mars 2017, les diverses procédures qui existaient alors ont été fusionnées au sein de l'autorisation environnementale unique, avec un objectif de neuf mois d'instruction contre 12 à 15 mois antérieurement (C. env., art. L.181-1 et suivants) (CGDD, 2017a; MEEM, 2017). L'autorisation environnementale est applicable notamment aux autorisations dans le cadre

⁵¹ Décret n° 2022-422 du 25 mars 2022 relatif à l'évaluation environnementale des projets, JORF n° 72 du 26 mars 2022.

⁵² L'article L.122-1-1 III al. 1 du C. env. dispose que « *les incidences sur l'environnement d'un projet dont la réalisation est subordonnée à la délivrance de plusieurs autorisations sont appréciées lors de la délivrance de la première autorisation* ».

⁵³ Même article.

⁵⁴ Ordonnance n° 2017-80 du 26 janvier 2017 relative à l'autorisation environnementale ; Décret n° 2017-81 du 26 janvier 2017 relatif à l'autorisation environnementale ; Décret n° 2017-82 du 26 janvier 2017 relatif à l'autorisation environnementale, JORF n° 23 du 27 janvier 2017.

⁵⁵ Ordonnance n° 2014-355 du 20 mars 2014 relative à l'expérimentation d'une autorisation unique en matière d'ICPE, JORF n° 68 du 21 mars 2014 ; Décret n° 2014-450 du 2 mai 2014 relatif à l'expérimentation d'une autorisation unique en matière d'ICPE, JORF n° 104 du 4 mai 2014.

de la loi sur l'eau et de la réglementation relative aux ICPE (C. env., art. L.181-1). L'autorisation environnementale unique englobe jusqu'à 12 procédures (« procédures embarquées »), parmi lesquelles : les demandes de dérogations à l'interdiction d'atteinte aux espèces et habitats protégés, l'autorisation de défrichement, etc. (C. env., art. L.181-2). Le pétitionnaire bénéficie ainsi d'une procédure et d'un interlocuteur unique (C. env., art. R.181-3). Si le projet est soumis à évaluation environnementale, il y aura transmission du dossier à l'Autorité environnementale (Ae) par le préfet (C. env., art. R.181-19). À noter également que, lorsque l'autorisation concerne une procédure de dérogation « espèces protégées », la consultation du Conseil National de la Protection de la Nature (CNPN) est obligatoire (C. env., art. R.411-13-2). L'autorisation environnementale, si elle est accordée, fixe les prescriptions nécessaires au respect des différentes dispositions réglementaires applicables, et en particulier les mesures ERC et leurs modalités de suivi (C. env., art. L.181-12 ; art. R.181-43).

II.1.2 Les principes régissant la compensation écologique en droit français

La loi Biodiversité a introduit une référence expresse à la séquence ERC dans plusieurs articles du C. env., établissant notamment les principes régissant la compensation écologique. La compensation écologique est ainsi rattachée au principe de prévention et dispose d'un chapitre propre dans le C. env. L'objectif d'absence de perte nette, voire de gain net, de biodiversité s'applique au triptyque ERC, mais est également rappelé dans les dispositions propres à la compensation écologique. Cette dernière est par ailleurs soumise à une obligation de résultats et doit respecter les principes d'équivalence écologique, d'additionnalité (principe implicitement reconnu) et de proximité. La législation prévoit également que les mesures compensatoires doivent être effectives pendant toute la durée des atteintes.

La compensation écologique, un principe de prévention ?

L'article L.110-1 II 2° du C. env., relatif aux principes généraux applicables en matière d'environnement, vise le principe d'action préventive et de correction, selon les termes suivants :

2° Le principe d'action préventive et de correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, en utilisant les meilleures techniques disponibles à un coût économiquement acceptable. Ce principe implique d'éviter les atteintes à la biodiversité et aux services qu'elle fournit ; à défaut, d'en réduire la portée ; enfin, en dernier lieu, de compenser les atteintes qui n'ont pu être évitées ni réduites, en tenant compte des espèces, des habitats naturels et des fonctions écologiques affectées ;

Ce principe doit viser un objectif d'absence de perte nette de biodiversité, voire tendre vers un gain de biodiversité.

Certains regrettent le rattachement de la compensation au principe de prévention, alors que la compensation est en réalité une mise en œuvre du principe de réparation, via la manifestation du principe pollueur-payeur (V. Dupont & Lucas, 2017; Lucas, 2015; Martin, 2016; Steichen, 2019). Les mesures compensatoires ne peuvent être considérées comme prévenant le dommage, puisqu'elles ne l'enrayent pas ; elles anticipent seulement le dommage et sa remédiation (Lucas, 2015). Ce rattachement de la compensation au principe de prévention semble résulter de la considération du triptyque ERC comme un tout indissociable (V. Dupont & Lucas, 2017; Martin,

2016). Lors des débats parlementaires relatifs au projet de loi Biodiversité, le groupe écologiste au Sénat avait déposé, lors de la première lecture, un amendement s'opposant au fait de considérer la compensation comme une composante du principe de prévention, faisant valoir que la compensation est en réalité une dérogation à ce principe (Doussan, 2018).

Compte tenu du fait que le législateur crée, à travers les articles L.163-1 à L.163-5 du C. env., un régime général applicable à la compensation, certains auteurs arguent que la compensation aurait dû être reconnue comme principe autonome (voir p. ex. Steichen, 2019). Martin (2016) considère ainsi que la phase de compensation aurait dû être déconnectée des phases d'évitement et de réduction, afin d'éviter, « *dès lors que l'administration doit apprécier l'utilité publique d'un projet ou d'un aménagement en vérifiant le respect des trois "obligations", le risque [...] que le promoteur ou l'aménageur réalise des arbitrages (notamment financiers) et essaye de "déporter" sur la compensation ce qu'il ne veut (ou ne peut économiquement) ni éviter, ni réduire* ». Se pose ainsi la question de la place et du poids de la compensation écologique dans la séquence ERC.

La place et le poids de la compensation écologique dans la séquence ERC

Comme indiqué en lien avec l'histoire de la compensation écologique en France, la loi Biodiversité a permis d'inscrire dans le marbre la séquence ERC, affichant un objectif d'absence de perte nette, voire de gain, de biodiversité⁵⁶.

La compensation écologique dispose d'un chapitre propre dans le C. env.⁵⁷, établissant les règles applicables. Ce n'est toutefois pas le cas pour les étapes d'évitement et de réduction (Dauguet, 2020; Longeot & Dantec, 2017; Steichen, 2019). C'est ainsi que la commission d'enquête du Sénat sur la réalité des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité engagées sur des grands projets d'infrastructures, mise en place peu de temps après l'adoption de la loi Biodiversité, propose notamment de « *définir dans le code de l'environnement (...) les grands principes applicables à la mise en œuvre de l'évitement et de la réduction* » (Longeot & Dantec, 2017).

Jusqu'à l'introduction récente de la procédure dite de la « clause filet »⁵⁸, en vertu de laquelle tous les projets sont à présent susceptibles d'être soumis à évaluation environnementale nonobstant leur taille, la procédure d'étude d'impact n'était mise en œuvre que pour les projets dépassant certains seuils définis par la loi (voir Encadré 5). Cela avait pour conséquence de permettre à de multiples projets d'aménagement inférieurs à ce seuil d'être mis en œuvre en l'absence de procédure d'étude d'impact, et donc sans mise en œuvre de la séquence ERC (Bigard *et al.*, 2020). Or, une multitude de petits projets non régulés peut avoir un impact aussi préjudiciable qu'un grand projet (Bigard *et al.*, 2020; Guillet & Semal, 2018; Longeot & Dantec, 2017).

Par ailleurs, diverses études et retours d'expérience font état d'une mise en œuvre lacunaire du triptyque ERC, avec une application insuffisante de l'étape d'évitement (Bigard *et al.*, 2017, 2018; Dauguet, 2020; Dubost *et al.*, 2019; Longeot & Dantec, 2017; Moulherat *et al.*, 2023; Padilla *et al.*, 2020; Quétier, Regnery, *et al.*, 2014; Scemama *et al.*, 2018; Weissgerber *et al.*, 2019b). Ainsi, à titre d'exemple, sur la base d'une étude empirique de 42 études d'impact soumises à l'Ae entre 2006 et 2016, Bigard *et al.* (2018) ont confronté les mesures ERC proposées dans ces études aux définitions

⁵⁶ C. env., art. L.110-1 II 2° relatif au principe de prévention.

⁵⁷ Chapitre III « Compensation des atteintes à la biodiversité », du Titre VI du Livre Ier du C. env.

⁵⁸ Décret n° 2022-422 du 25 mars 2022, préc.

de la doctrine nationale ERC (MEDDE, 2012). Il en résulte que « dans 60 % des cas, les qualifications données dans l'étude d'impact ne correspondent pas aux définitions de référence nationale », ces confusions se faisant au détriment de la phase d'évitement (la grande majorité des mesures identifiées comme d'évitement dans les études d'impact sont en réalité des mesures de réduction) et au détriment d'une évaluation claire des impacts résiduels significatifs à compenser (Bigard *et al.*, 2018). Cet exemple souligne l'importance de la qualité nécessaire pour les études d'impact. Selon un rapport du Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD, devenu depuis l'Inspection générale de l'environnement et du développement durable, IGEDD⁵⁹) (Dubost *et al.*, 2019), seuls 50 % des études d'impact des projets sont de bonne ou très bonne qualité⁶⁰. Cependant, 60 % d'enquêtés⁶¹ perçoivent une amélioration au cours des dernières années. Certaines insuffisances identifiées par le CGEDD portent sur la phase amont des projets et programmes, en particulier en ce qui concerne la présentation de solutions alternatives et la démarche d'évitement (Dubost *et al.*, 2019).

En réalité, lorsque les aménageurs définissent leur projet et les mesures ERC afférentes, ces derniers font un calcul économique afin de chercher et trouver le compromis le moins coûteux entre les trois étapes de la séquence ERC (Calvet & Salles, 2019). La priorité donnée à l'évitement apparaît ainsi comme une « *fiction juridique* », puisque l'application de la hiérarchie des mesures d'atténuation donnera lieu à des arbitrages dont les arguments ne seront pas uniquement écologiques (Calvet & Salles, 2019).

L'objectif d'absence de perte nette de biodiversité et le principe d'équivalence écologique

Comme nous l'avons vu précédemment, la loi Biodiversité a inscrit le triptyque ERC dans le principe de prévention, précisant que ce principe devait « viser un objectif d'absence de perte nette de biodiversité, voire tendre vers un gain de biodiversité »⁶². Cet objectif s'applique donc à l'ensemble de la hiérarchie des mesures d'atténuation. Le législateur a toutefois souhaité rappeler cet objectif en lien spécifiquement avec la compensation écologique, l'article L.163-1 I, al. 2 du C. env. indiquant également que « les mesures de compensation des atteintes à la biodiversité visent un objectif d'absence de perte nette, voire de gain de biodiversité. (...) ». Toutefois, les lignes directrices ERC mentionnaient dès 2013 l'objectif de NNL (CGDD, 2013).

L'exigence de NNL est générale et se réfère ainsi à la biodiversité dans son ensemble (Ae (CGEDD), 2019; CGDD, 2013; Fèvre, 2017; Vaissière & Meinard, 2021). Toutefois, dans la pratique, l'accent est mis sur les espèces et les habitats protégés et les zones humides, ce qui en exclut *de facto* la biodiversité dite ordinaire (voir p. ex. (Ae (CGEDD), 2019; Bezombes *et al.*, 2019; Vaissière & Meinard, 2021; Weissgerber *et al.*, 2019b)) (voir l'Encadré 6, pour une discussion sur ce sujet).

⁵⁹ Décret n° 2022-1025 du 20 juillet 2022, JORF n° 167 du 21 juillet 2022 ; Décret n° 2022-1165 du 20 août 2022, JORF n° 193 du 21 août 2022.

⁶⁰ Il s'agit des résultats d'une enquête portant sur 64 études d'impact.

⁶¹ Dans le cadre d'une autre enquête où les commissaires-enquêteurs représentaient plus des deux tiers de répondants.

⁶² C. env., art. L.110-1 II 2°.

Encadré 6 : Prise en compte de la biodiversité dite ordinaire dans les mesures compensatoires

Les mesures compensatoires tendent à se focaliser sur la biodiversité dite remarquable (espèces protégées, espèces rares, ...), laissant de côté la biodiversité dite ordinaire (Ae (CGEDD), 2019; Bergès *et al.*, 2020; Bezombes *et al.*, 2019; Vaissière & Meinard, 2021; Weissgerber *et al.*, 2019b). Cette focalisation sur les espèces et espaces protégés n'est pas propre à la compensation ; elle existe dès l'étape d'évitement de la séquence ERC (Guillet *et al.*, 2019). Or, l'exigence de>NNL s'applique à la biodiversité dans son ensemble, comme nous le développons dans les paragraphes qui suivent. D'un point de vue réglementaire, la biodiversité dite ordinaire correspond à la biodiversité qui ne bénéficie pas d'une protection (CGDD, 2013). D'un point de vue scientifique, il n'y a pas de définition opérationnelle de cette biodiversité dite ordinaire susceptible d'être mobilisée dans le cadre de la compensation (Doussan, 2021).

L'article L.110-1 II 2° du C. env. (relatif au principe de prévention) dispose, concernant le triptyque ERC, que la compensation doit tenir compte « *des espèces, des habitats naturels et des fonctions écologiques affectées* ». Or, les espèces de la biodiversité dite ordinaire jouent un rôle essentiel dans les écosystèmes, produisant la plus grande part des services et des fonctions écosystémiques (Crozes, 2018; Gaston & Fuller, 2008). Elles sont donc indispensables au maintien de la biodiversité à long terme (Gaston & Fuller, 2008; Ollivier *et al.*, 2020; Regnery, 2017). Par conséquent, la référence, à l'article précité, aux espèces, habitats naturels et fonctions écologiques affectées implique la prise en compte de la biodiversité dite ordinaire (Doussan, 2021; Fèvre, 2017).

Certaines modifications apportées à la réglementation ont pu créer une certaine confusion. Il en va ainsi du contenu de l'étude d'impact, comme étudié par Lucas (2017a). En effet, l'article L.122-1 du C. env. a été modifié en 2016⁶³ et précise à présent que l'évaluation environnementale doit notamment décrire les incidences notables d'un projet sur la biodiversité « *en accordant une attention particulière aux espèces et aux habitats protégés au titre de la directive 92/43/CEE du 21 mai 1992 et de la directive 2009/147/CE du 30 novembre 2009* ». Cette mention se révèle préjudiciable, en ce qu'elle focalise l'intérêt sur la biodiversité protégée, confortant ainsi les maîtres d'ouvrage dans l'idée de se concentrer sur les espèces faunistiques et floristiques à statut de protection (Lucas, 2017a). Nombreux sont les acteurs qui affirment ainsi qu'ils n'ont pas à compenser les impacts sur la biodiversité dite ordinaire (Doussan, 2021). Or, l'article L.122-3 du C. env., relatif au contenu minimum de l'étude d'impact, ne fait pas non plus de distinction entre la biodiversité dite remarquable et la biodiversité dite ordinaire lorsqu'il mentionne le triptyque ERC. Longeot & Dantec (2017) proposent ainsi, dans le rapport du Sénat, de généraliser la prise en compte des atteintes à la biodiversité dite ordinaire dans les processus d'autorisation, l'objectif de>NNL requérant une approche globale. Par ailleurs, la Cour de Justice de l'Union européenne (CJUE) a précisé, dans un arrêt du 7 novembre 2018, qu'une évaluation appropriée des incidences Natura 2000 d'un projet impliquait, outre le recensement des espèces et habitats ayant conduit à la désignation Natura 2000, d'« *identifier et examiner tant les incidences du projet proposé sur les espèces présentes sur ce site, et pour lesquelles celui-ci est répertorié, que celles sur les types d'habitats et les espèces situés hors des limites dudit site, pour autant que ces incidences sont susceptibles d'affecter les objectifs de conservation du site* »⁶⁴ (Steichen, 2019). La CJUE reconnaît ainsi l'interdépendance des milieux, l'effet notable devant s'apprécier au regard de toutes les espèces (Lucas, 2021a).

L'accent mis sur les espèces et habitats protégés repose sur une interprétation restrictive, par les acteurs, du principe de proportionnalité de l'étude d'impact (établi à l'article R.122-5 du C. env.), selon lequel la

⁶³ Ordonnance n° 2016-1058 du 3 août 2016 relative à la modification des règles applicables à l'évaluation environnementale des projets, plans et programmes, JORF n° 181 du 5 août 2016. Cette ordonnance a été ratifiée par la loi n° 2018-148 du 2 mars 2018, JORF n° 52 du 3 mars 2018.

⁶⁴ CJUE, 7 novembre 2018, affaire C-461/17, *Holohan et crts.*

séquence ERC ne porte pas sur tous les impacts d'un projet mais seulement les impacts notables⁶⁵ (Doussan, 2021; Guillet *et al.*, 2019). Cette interprétation doit évoluer afin de tenir compte de tous les enjeux liés à la biodiversité (Doussan, 2021), à travers une conception élargie du principe de proportionnalité qui ne serait plus tournée uniquement vers l'aspect qualitatif lié à la présence d'espèces ou habitats protégés (Lucas, 2021a). En effet, considérer que les effets notables ne correspondent qu'aux effets sur les espèces et espaces protégés conduit à considérer comme faibles les impacts sur les autres espèces ou écosystèmes, empêchant par la même l'atteinte de l'objectif de NNL (Lucas, 2021a). Par ailleurs, compenser la biodiversité dite ordinaire permettrait d'éviter que certains écosystèmes ou espèces deviennent à leur tour vulnérables (Lucas, 2021a)⁶⁶.

Les TVB intègrent la biodiversité dite ordinaire, mais elles sont toutefois peu ou non traitées en lien avec les mesures compensatoires (Ollivier *et al.*, 2020), alors même qu'il existe une obligation de prendre des mesures ERC en cas d'atteinte à la TVB (Lucas, 2021a). Certains auteurs considèrent ainsi que mutualiser les mesures compensatoires avec les TVB pourrait permettre d'intégrer davantage l'impact de l'aménagement sur la biodiversité dite ordinaire dans la compensation (L. Dupont, 2017). D'autres encore considèrent qu'appliquer le dispositif de compensation à la biodiversité dite ordinaire pourrait permettre, dans certains cas et sous certaines conditions, d'atteindre plus facilement l'objectif de NNL (Napoleone, 2022; Pellegrin *et al.*, 2018)⁶⁷.

L'article L.163-1 I, al. 2 du C. env. dispose en outre que « *si les atteintes liées au projet ne peuvent être ni évitées, ni réduites, ni compensées de façon satisfaisante, celui-ci n'est pas autorisé en l'état* ». Cette dernière phrase résulte d'un amendement introduit en deuxième lecture à l'Assemblée nationale (le Gouvernement avait émis un avis défavorable le concernant) et approuvé en commission au motif que cette disposition « *démontre que la compensation n'est pas la légalisation d'un droit à détruire au prétexte que l'on mettrait en œuvre des mesures compensatoires* » et qu'elle est conforme au principe de NNL (Doussan, 2018). Cette disposition sera supprimée au Sénat, puis réintroduite par l'Assemblée en nouvelle lecture (Doussan, 2018). L'utilisation de l'expression « en l'état » laisse une marge de manœuvre au pétitionnaire, lequel peut revoir le projet afin d'adapter les mesures compensatoires (Dubreuil, 2017). Pour Dubreuil (2017), la formulation retenue par le législateur concernant le caractère

⁶⁵ L'article R.122-5 du C. env. dispose, en son point I, que le contenu de l'étude d'impact « *est proportionné à la sensibilité environnementale de la zone susceptible d'être affectée par le projet, à l'importance et la nature des travaux, installations, ouvrages, ou autres interventions dans le milieu naturel ou le paysage projetés et à leurs incidences prévisibles sur l'environnement ou la santé humaine* ». Le principe de proportionnalité relatif au suivi des mesures est édicté à l'article R.122-13 du C. env.

Le principe de proportionnalité vise, selon le Commissariat général au développement durable (CGDD), à adapter le contenu de l'étude d'impact à l'ampleur du projet et aux enjeux environnementaux du territoire, et s'applique à l'étude d'impact dans son ensemble (hiérarchisation entre les différentes grandes rubriques : p. ex. air, biodiversité, changement climatique), ainsi qu'à chacune des rubriques qui le composent (hiérarchie intra-rubrique) (CGDD, 2019).

⁶⁶ Dans son article, Marthe Lucas se réfère à la « nature ordinaire » et emprunte la définition formulée par Treillard (2019), à savoir : « *la nature ordinaire qualifie un compartiment imbriqué de nature sous influence humaine, dont les traits fonctionnels produisent des interactions mutuellement profitables. Elle désigne aussi bien des espaces communs en « creux de la protection environnementale », c'est-à-dire des espaces en friche, délaissés, exploités, aménagés, que des espèces abondantes dont l'état de conservation a priori favorable répond en réalité à des degrés variés* ».

⁶⁷ Dans le cadre de leur étude, Pellegrin et al. (2018) retiennent la définition suivante de la nature dite ordinaire : « *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* ».

satisfaisant de la compensation conduit à considérer que l'autorité administrative se trouve en situation de compétence liée (celle-ci doit obligatoirement agir dans un sens déterminé dès lors que les conditions requises sont remplies) : le constat d'une compensation non satisfaisante devra la conduire à ne pas autoriser le projet.

Par ailleurs, les mesures compensatoires doivent respecter le principe d'équivalence écologique⁶⁸. Cette équivalence écologique doit être stricte, c'est-à-dire *like for like*. La notion d'équivalence n'est toutefois pas définie en droit français, ce qui conduit à s'interroger sur la manière de l'évaluer (doit-elle porter sur l'espèce affectée, l'habitat, les fonctions écologiques, les services écosystémiques, l'ensemble de ces éléments ?) (Lucas, 2018). Certains auteurs français conviennent cependant qu'une approche plus flexible, de type *trading up*, pourrait être pertinente, notamment dans le cas où les mesures compensatoires prendraient la forme d'actions bénéficiant à une espèce ou un habitat plus prioritaire que ceux impactés par le projet, mais en s'assurant de prévenir les risques d'abus (Gaucherand *et al.*, 2019). Le *trading up* devrait toutefois tenir compte de la concertation sociale et, de ce fait, demeurer une option négociée (Gaucherand *et al.*, 2019).

L'obligation de résultats

La loi Biodiversité a introduit une obligation de résultats en lien avec les mesures de compensation⁶⁹. Cette obligation est vue comme la mise en œuvre, ou la suite logique, de l'objectif d'absence de perte nette (Doussan, 2018). Toutefois, elle n'est pas sans poser question : certains considèrent que cette obligation concerne l'efficacité des mesures compensatoires, alors que d'autres sont d'avis qu'elle concerne la mise en œuvre à proprement parler des mesures compensatoires convenues et validées par l'administration (voir p. ex. Alidor, 2017; V. Dupont & Lucas, 2017). Ainsi, pour Alidor (2017), « *l'intensité de l'obligation visée par la loi doit donc nécessairement être celle relative à la mise en œuvre de l'opération de compensation. Si l'obligation de résultat visait l'efficacité de la mesure (ce que pourrait laisser faussement penser le texte), il deviendrait logiquement impossible de vendre des unités issues de [sites naturels de compensation] dont les résultats écologiques ne sont pas encore atteints...* ».

Cette différence de vue explique la raison pour laquelle nombreux sont ceux qui considèrent qu'une obligation de moyens aurait été plus adaptée compte tenu de l'incertitude scientifique et des aléas qui peuvent exister pour la pleine efficacité des mesures compensatoires (Laurans *et al.*, 2016; Lucas, 2017a). Selon V. Dupont & Lucas (2017), « *à la lumière de la doctrine ERC édictée par le ministère, il faut l'entendre comme l'obligation pour les autorités non seulement de prescrire des actions à entreprendre mais encore d'exiger des résultats écologiques précis et mesurables reflétant l'état écologique recherché* ». C'est ainsi que le rapport de la commission d'enquête du Sénat propose de « *prévoir au sein des arrêtés prescrivant la compensation le détail dans le temps des objectifs de résultat à atteindre et non pas les seuls moyens à mettre en œuvre* » (Longeot & Dantec, 2017). Pour Martin (2016), une telle obligation de résultats empruntée

⁶⁸ L'article L.163-1 I, al. 1 du C. env. dispose en effet que « *les mesures de compensation des atteintes à la biodiversité sont les mesures prévues au 2° du II de l'article L. 110-1 et rendues obligatoires par un texte législatif ou réglementaire pour compenser, dans le respect de leur équivalence écologique, les atteintes prévues ou prévisibles à la biodiversité occasionnées par la réalisation d'un projet de travaux ou d'ouvrage ou par la réalisation d'activités ou l'exécution d'un plan, d'un schéma, d'un programme ou d'un autre document de planification* ».

⁶⁹ C. env., art. L.163-1 I, al. 2 : les mesures de compensation « *doivent se traduire par une obligation de résultats* ».

au droit des contrats doit s'entendre dans un sens non juridique, c'est-à-dire une expression du langage commun⁷⁰.

Les résultats correspondront rarement à ce qui aura été décrit dans les demandes d'autorisation et les arrêtés préfectoraux, aucune certitude ne pouvant exister puisque les informations sur lesquelles se fondent les mesures sont généralement partielles et aléatoires (Martin, 2016). En particulier, la restauration écologique a toujours un caractère incertain quant à son mode de production de connaissances, compte tenu des « surprises » qui l'accompagnent (L. Brunet, 2020). Faisant référence à Gross (2010), L. Brunet (2020) indique que ces surprises permettent aux écologues de prendre conscience de leur « ignorance », ajoutant en lien avec la compensation :

(...) ces surprises sont en particulier incompatibles avec la garantie d'une équivalence réelle entre ce qui est détruit et restauré : si elles participent de la production de savoirs propres à l'écologie de la restauration, elles rendent surtout la mobilisation de la compensation écologique difficile dans le cadre d'une obligation de résultats.

Le principe d'additionnalité

Bien que non mentionné expressément dans les dispositions du C. env. relatives à la compensation écologique, bon nombre d'auteurs considèrent que le principe d'additionnalité des mesures compensatoires est implicitement reconnu du fait de l'objectif d'absence de perte nette (V. Dupont & Lucas, 2017; Longeot & Dantec, 2017), l'article L.122-13 du C. env. disposant par ailleurs que les mesures compensatoires « doivent permettre de conserver globalement et, si possible, d'améliorer la qualité environnementale des milieux ». L'application de ce principe vise ainsi à garantir une réelle plus-value écologique des mesures compensatoires. En particulier, ces dernières ne doivent pas correspondre à des actions en faveur de la biodiversité qui seraient ou devraient être mises en œuvre dans le cadre d'autres engagements publics ou privés (Longeot & Dantec, 2017). Bien que cette définition soit non réglementaire, et donc non contraignante, les lignes directrices ERC définissent l'additionnalité de la façon suivante : « une mesure compensatoire est additionnelle lorsqu'elle génère un gain écologique pour le site de compensation qui n'aurait pas pu être atteint en son absence » (CGDD, 2013). Compte tenu de cette exigence de plus-value écologique, seules les actions de restauration (incluant les actions de création) ou de gestion sont considérées comme des mesures de compensation. Les lignes directrices ERC indiquent expressément que « la préservation de milieux, consistant à assurer la maîtrise foncière d'un site et à le protéger réglementairement, n'est pas une modalité de compensation » (CGDD, 2013), à une exception près (« dans certains cas exceptionnels ») : s'il s'agit de préserver un milieu fortement menacé, ce que le maître d'ouvrage doit démontrer, de manière additionnelle aux politiques publiques en vigueur et dans le cadre d'un panachage de mesures (CGDD, 2013). Cela a notamment été réaffirmé dans le guide d'aide à la définition des mesures ERC, qui mentionne qu'une telle possibilité est « à titre dérogatoire » (CGDD, 2018).

Le CGDD identifie ainsi trois composantes de l'additionnalité : (i) une additionnalité écologique, (ii) une additionnalité aux engagements publics et (iii) une additionnalité aux engagements privés (CGDD, 2013). Dans le cadre d'un atelier organisé par l'Institut Paris Région en avril 2020, Maxime Zucca a présenté les résultats d'une étude de terrain, conduite par l'Agence régionale de biodiversité

⁷⁰ Il est intéressant de noter que l'article L.163-1 I du C. env. vise une obligation de « résultats » au pluriel, alors que l'obligation de résultat dans son juridique est utilisée au singulier.

(ARB), sur 26 sites donnant lieu à la séquence ERC. L'un des exemples mis en avant concerne l'additionnalité aux engagements publics et le difficile respect de ce principe, à savoir la restauration de mares sur un site géré par l'ARB Île-de-France, qui a parmi ses missions la restauration des milieux ; l'additionnalité de la mesure est donc « *faible, voire inexistante* » (Batiactu, 2020). La mise en œuvre des mesures compensatoires sur des zones protégées questionne également le respect du principe d'additionnalité écologique et financière (Gelot & Bigard, 2021; Weissgerber *et al.*, 2019b). Sur la base de l'analyse des données disponibles sur GéoMCE à mars 2020, Gelot & Bigard (2021) notent que « *près de la moitié de la surface totale de compensation (49%) se trouve dans des zones strictement protégées ou dans des zones d'intérêt exceptionnel en termes de biodiversité* », tels que les zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF) et les sites Natura 2000. Dans le cas d'une compensation mise en œuvre sur un site Natura 2000, les mesures compensatoires ne doivent pas répondre à un objectif d'ores et déjà prévu dans le document d'objectifs du site (Gelot & Bigard, 2021). Dit autrement, « *l'argent de la compensation ne devrait pas remplacer les investissements publics dans les programmes de conservation* » (Vaissière & Meinard, 2021).

Autre illustration concernant la mise en œuvre du principe d'additionnalité : la mise en œuvre de mesures compensatoires sur des terres agricoles. Vaissière, Latune, *et al.* (2020) indiquent que le respect du principe exige une additionnalité réglementaire et financière : pour les terrains agricoles bénéficiant de subventions au titre de la politique agricole commune, les mesures compensatoires ne peuvent pas correspondre à l'application des bonnes conditions agricoles et environnementales, ni à des mesures agroenvironnementales et climatiques déjà mises en œuvre sur les mêmes parcelles.

Les lignes directrices et le guide d'aide à la définition des mesures ERC (CGDD, 2013, 2018) établissent en outre un rapport possible entre mesures compensatoires et TVB (Regnery, 2017), ce qui conduirait à une perte en moyens d'action et en surface préservée (Chaurand *et al.*, 2019). Si les TVB ne doivent pas être considérées comme des réserves foncières locales pour la compensation (Camproux-Duffrène & Lucas, 2012), il est possible de justifier d'une certaine additionnalité entre les deux politiques dans la mesure où les mesures compensatoires peuvent permettre de remettre en bon état les continuités écologiques, et qu'aucune source de financement n'est assurée réglementairement pour la TVB (la loi Grenelle II n'en prévoit pas) (Chaurand *et al.*, 2019).

Le principe de proximité

En application de l'avant-dernier alinéa de l'article L.163-1 II du C. env., « *les mesures de compensation sont mises en œuvre en priorité sur le site endommagé⁷¹ ou, en tout état de cause, à proximité de celui-ci afin de garantir ses fonctionnalités de manière pérenne* ». Cette exigence de proximité ne doit pas s'entendre comme une proximité géographique stricte mais bien comme une proximité fonctionnelle, ce que soulignaient déjà les lignes directrices ERC (CGDD, 2013)⁷². Le critère de proximité doit, en effet, être avant tout guidé par l'équivalence écologique, devant s'apprécier à une échelle biogéographique

⁷¹ Dans la littérature, les mesures *in situ* sont plutôt considérées comme des mesures de réduction et non de compensation, car lorsque les mesures compensatoires sont mises en place sur le site du projet, c'est-à-dire là où l'impact a lieu, les gains qui résulteront de ces mesures seront amputés de l'impact résiduel du projet en fonctionnement (Bigard *et al.*, 2018). V. Dupont & Lucas (2017) indiquaient déjà qu'« *une compensation hors site (ex situ) envisagée dans une perspective fonctionnelle et paysagère peut être plus adéquate en termes écologiques qu'une compensation sur site* ».

⁷² « [Les mesures compensatoires] *sont conçues de manière à produire des impacts qui présentent un caractère pérenne et sont mises en œuvre en priorité à proximité fonctionnelle du site impacté* » (CGDD, 2013).

pertinente (Longeot & Dantec, 2017). L'application de ce principe varie donc nécessairement d'un projet à l'autre (Longeot & Dantec, 2017). La proximité doit permettre l'insertion territoriale de la compensation, en tenant compte des réseaux écologiques existants (TVB notamment) en lien avec la planification territoriale (Longeot & Dantec, 2017), que nous présentons dans la section suivante.

Enfin, comme le note Berté (2020), « *il existe un gradient de plus ou moins grande proximité en fonction des enjeux écologiques et des négociations opérées entre les services de l'État et le maître d'ouvrage* ». La localisation des sites de compensation n'est ainsi pas uniquement la résultante de la prise en compte des enjeux écologiques, mais intègre également des contraintes liées à la maîtrise foncière, que ce soit en termes de coût ou d'accessibilité (voir notamment Ollivier *et al.*, 2020). Ce point sera développé plus loin dans le cadre des questions relatives à la sécurisation et à la maîtrise foncière des sites de compensation. Cependant, le rapport de la commission d'enquête du Sénat note que « *la proximité ne saurait être une variable d'ajustement en aval d'un processus d'évaluation qui n'aurait pas anticipé en temps utile les contraintes foncières* » (Longeot & Dantec, 2017).

Par ailleurs, sur le plan contentieux, le juge administratif peut tenir compte de la proximité du site de compensation avec le site d'impact ainsi que de la taille des parcelles, et notamment du morcellement des sites de compensation, afin de juger les mesures compensatoires insuffisantes (au regard de l'exigence d'équivalence écologique) (Lucas, 2018)⁷³.

La durée des mesures compensatoires

Le principe introduit par la loi Biodiversité est que les mesures de compensation « *doivent être effectives pendant toute la durée des atteintes* »⁷⁴. Cette disposition n'a pas donné lieu à discussion lors des débats parlementaires, bien qu'elle soit vouée à poser d'importants problèmes en pratique, la durée des atteintes pouvant être infinie (Doussan, 2018). Se pose alors la question de la maîtrise juridique des sites de compensation (Doussan, 2018), que nous détaillons un peu plus loin.

Cependant, en France, la durée de l'obligation de compensation fixée par l'administration peut varier de quelques années à trente ans ; elle peut également être déterminée par la durée d'une concession (Barral & Guillet, 2022; Lucas, 2015). Cette durée ne correspondra généralement pas à la durée des atteintes, qui est souvent indéfinie (Barral & Guillet, 2022; Doussan, 2018). Par ailleurs, les aménagements étant souvent pérennes (p. ex. infrastructures linéaires de transport), la compensation devrait aller au-delà du temps de la concession. Lors des débats parlementaires sur la loi Biodiversité, un amendement (non adopté) proposait de prévoir la rétrocession du site de compensation à un organisme public en charge d'une mission de protection (Steichen, 2019).

Comme le note Devictor (2018), il existe « *un espace-temps propre aux entités écologiques qui ne s'accorde pas avec le référentiel spatio-temporel de la pratique de la compensation* ». Les délais imposés pour la

⁷³ Lucas (2018) donne plusieurs exemples de décisions de justice allant en ce sens, notamment :

Conseil d'État, 15 décembre 1997, *Commune de Saint-Rémy-l'Honoré*, req. n° 118091 : distance de 9 kilomètres entre le lieu de défrichement et celui du reboisement considérée comme trop éloignée.

TA Grenoble, 16 juillet 2015, *UR FRAPNA et autres*, req. n°1406678, 1406933 et 1501820 (concernant le Center Parcs de Roybon) : la dispersion et le morcellement des sites de compensation pouvait nuire à l'efficacité écologique des mesures (en l'état, absence d'équivalence sur le plan fonctionnel et de la biodiversité pour la remise en état de zones humides).

⁷⁴ C. env., art. L.163-1 I, al. 2, préc.

compensation correspondent généralement aux cycles politiques et aux cycles de vie des grands projets (Damiens *et al.*, 2021).

II.2 La prise en compte de la compensation dans la planification territoriale : les échelles infranationales

En France, l'aménagement du territoire et l'occupation des sols sont déterminés par et soumis aux documents de planification territoriale. Deux types de planification sont à distinguer : (i) la planification territoriale stratégique, définissant les grandes orientations à long terme (environ 20 ans) de l'aménagement des territoires, dans une logique prospective et prévisionnelle, et (ii) la planification réglementaire, dont les documents, élaborés à l'échelle communale ou intercommunale, définissent les règles d'urbanisme (affectation et utilisation des sols) opposables aux demandes d'autorisation d'urbanisme (Duval *et al.*, 2017). La mise en œuvre de mesures compensatoires devra nécessairement tenir compte de ces documents, lesquels peuvent limiter ce qui peut être fait (p. ex. via le zonage) mais également permettre une vision plus intégrée du territoire dans le cadre de la compensation (à travers notamment les continuités écologiques).

Après avoir présenté les différents documents de planification et la manière dont ils s'articulent (II.2.1), nous évoquons la façon dont la compensation écologique (et, en réalité, la séquence ERC dans son ensemble) peut s'intégrer et être coordonnée avec une telle planification territoriale (II.2.2).

II.2.1 L'articulation entre les différents documents de planification territoriale

Les documents d'urbanisme peuvent avoir un impact et un poids en matière de détermination et de mise en œuvre de la compensation écologique, en particulier en lien avec les continuités écologiques (TVB). Nous faisons ici le choix de prendre comme fil conducteur principal la TVB, c'est-à-dire la manière dont la nécessité de préservation et de restauration des continuités écologiques est traitée dans les différents documents.

Les développements qui suivent se concentrent sur le régime général et n'abordent pas, de fait, les régimes spécifiques propres à certaines collectivités concernant les documents de planification (p. ex. territoires ultra-marins, Île-de-France, Corse). Les documents de planification que nous visons sont ainsi : le Schéma régional d'aménagement de développement durable et d'égalité des territoires (SRADDET, ayant absorbé le Schéma régional de cohérence écologique, SRCE), le Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) et le Schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE), le Schéma de cohérence territoriale (SCoT), le plan local d'urbanisme (PLU), la carte communale et le Règlement national d'urbanisme (RNU).

Nous présentons tout d'abord l'outil TVB et la manière dont les continuités écologiques sont identifiées à différentes échelles territoriales, avant de nous pencher sur le rapport existant entre les différents documents de planification et d'urbanisme.

L'identification des continuités écologiques : l'outil TVB

L'outil TVB a été créé par le Grenelle de l'environnement, avec pour objectif d'enrayer la perte de biodiversité en préservant les continuités écologiques⁷⁵. La loi Grenelle I de 2009 a notamment fixé les grands axes pour la création de la TVB, ainsi que modifié l'article idoine du Code de l'urbanisme (C. urba.) afin d'y intégrer « *la conservation, la restauration et la création de continuités écologiques* » (initialement C. urba., art. L.110, à présent art. L.101-2 6°), en faisant ainsi un critère d'élaboration des documents d'urbanisme. La TVB est considérée comme un outil d'aménagement du territoire, indiquée comme tel dans la loi Grenelle I⁷⁶. Delclaux & Fleury (2020) considèrent qu'il s'agit en réalité d'une politique hybride de conservation de la biodiversité et d'aménagement du territoire, en raison de son instruction tant dans le C. env. que dans le C. urba.

La TVB doit ainsi contribuer à diminuer la fragmentation et la vulnérabilité des habitats naturels et habitats d'espèces et prendre en compte leur déplacement dans le contexte du changement climatique⁷⁷, identifier et préserver les corridors écologiques permettant de relier les réservoirs de biodiversité, mettre en œuvre les objectifs de quantité et de qualité des eaux fixés par les SDAGE et préserver les zones humides intégrées dans la trame bleue, prendre en compte la biologie des espèces sauvages, faciliter les échanges génétiques, et améliorer la qualité et la diversité des paysages⁷⁸. La TVB est un réseau écologique formé de continuités écologiques terrestres et aquatiques composées de réservoirs de biodiversité et de corridors écologiques (MTES, 2019).

La TVB doit comprendre⁷⁹ :

- Pour la trame verte : (i) tout ou partie des espaces protégés en application du C. env. et les espaces naturels importants pour la préservation de la biodiversité (ces espaces constituent les réservoirs de biodiversité), (ii) les corridors écologiques (espaces naturels ou semi-naturels, formations végétales linéaires ou ponctuelles) permettant de relier les réservoirs de biodiversité et (iii) la couverture végétale permanente le long de tout ou partie de cours d'eau ou de plan d'eau de plus de 10 ha ; et
- Pour la trame bleue : (i) les cours d'eau, parties de cours d'eau ou canaux identifiés sur les listes établies en application de l'article L.214-17 du C. env. (et notamment identifiés dans les SDAGE comme jouant le rôle de réservoir biologique), (ii) tout ou partie des zones humides dont la préservation ou la remise en bon état contribue à la réalisation des objectifs de qualité et de quantité des eaux fixés dans les SDAGE, et (iii) les cours d'eau, parties de cours d'eau, canaux et zones humides importants pour la préservation de la biodiversité et non visés aux points précédents.

⁷⁵ Plus précisément, l'article L.371-1 du C. env. indique que l'objectif de la TVB est « *d'enrayer la perte de biodiversité en participant à la préservation, à la gestion et à la remise en bon état des milieux nécessaires aux continuités écologiques, tout en prenant en compte les activités humaines, et notamment agricoles, en milieu rural ainsi que la gestion de la lumière artificielle la nuit* ».

⁷⁶ Loi Grenelle I, préc., art. 23.

⁷⁷ Notamment « *anticiper le déplacement des aires de répartition de nombreuses espèces et de leurs habitats ainsi que des habitats naturels, du fait du changement climatique, notamment le déplacement vers le Nord ou en altitude* » (MTES, 2019).

⁷⁸ C. env., art. L.371-1.

⁷⁹ Même article.

La loi Grenelle II de 2010 est venue définir et préciser la TVB et sa prise en compte dans les documents de planification, avec notamment l'élaboration au niveau national d'un document cadre intitulé « Orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques » (ONTVB), qui doit faire l'objet d'une mise à jour régulière⁸⁰. Initialement adoptées en 2014⁸¹, les ONTVB ont été révisées en 2019⁸² afin de tenir compte de la création du nouveau document de planification que constitue le SRADDET (MTES, 2019). Ces orientations sont ensuite déclinées à l'échelle régionale et infrarégionale (voir section suivante). La politique TVB repose ainsi sur un emboîtement d'échelles (Delclaux & Fleury, 2020).

Rapports entre les différents documents de planification

Le tableau ci-dessous présente, de manière succincte, les principaux documents de planification ayant un intérêt pour la compensation écologique. Il est à noter que ces documents font l'objet d'une évaluation environnementale obligatoire⁸³, ainsi que d'une évaluation des incidences Natura 2000⁸⁴. Ils sont soumis à enquête publique, devant en cela impliquer toutes les parties prenantes du territoire concerné⁸⁵.

Le SRADDET est décrit comme un « *document de planification, prescriptif et intégrateur des principales politiques publiques sectorielles* » et « *hautement transversal* » (Ae (CGEDD), 2018). Il se substitue à divers schémas régionaux sectoriels (dont le SRCE), lesquels se trouvent ainsi fusionnés dans ce nouveau schéma. Les SRCE sont toutefois demeurés en vigueur jusqu'à la publication de l'arrêté préfectoral approuvant le(s) SRADDET⁸⁶. Les bilans des SRCE, prévus par la réglementation alors applicable⁸⁷, ont notamment été utilisés pour élaborer les SRADDET.

⁸⁰ C. env., art. L.371-2.

⁸¹ Décret n° 2014-45 du 20 janvier 2014 portant adoption des ONTVB, JORF n° 18 du 22 janvier 2014.

⁸² Décret n° 2019-1400 du 17 décembre 2019 adaptant les ONTVB, JORF n° 295 du 20 décembre 2019.

⁸³ C. env., art. R.122-17. À noter que l'évaluation environnementale d'une carte communale est obligatoire lorsque cette dernière « *permet la réalisation de travaux, aménagements, ouvrages ou installations susceptibles d'affecter de manière significative un site Natura 2000* », et possible (au cas par cas) dans les autres cas.

⁸⁴ C. env., art. R.414-19.

⁸⁵ C. env., art. L.123-2.

⁸⁶ Voir Code général des collectivités territoriales (CGCT), art. L.4251-7, dernier alinéa ; Article 34 de l'ordonnance n° 2016-1028 du 27 juillet 2016 relative aux mesures de coordination rendues nécessaires par l'intégration dans le SRADDET, JORF n° 174 du 28 juillet 2016.

⁸⁷ C. env., art. L.371-3, dans son ancienne rédaction : « (...) *Au plus tard à l'expiration d'un délai fixé par décret, le président du conseil régional et le représentant de l'Etat dans la région procèdent conjointement à une analyse des résultats obtenus du point de vue de la préservation et de la remise en bon état des continuités écologiques par la mise en œuvre du [SRCE]* ».

Tableau 1 : Synthèse des principaux documents de planification ayant un intérêt pour la compensation écologique

Document de planification et d'urbanisme	Principaux éléments descriptifs
<p>Orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques (ONTVB)</p>	<p>Document-cadre trame verte et bleue (TVB) au niveau national, devant faire l'objet d'une mise à jour et d'un suivi réguliers. ONTVB soumises à évaluation environnementale et à évaluation des incidences Natura 2000.</p> <p>Adoptées initialement par en 2014, et révisées en 2019 afin de tenir compte de la création des SRADDET (MTES, 2019).</p> <p>Les documents de planification et les projets relevant du niveau national (notamment les grandes infrastructures linéaires) doivent être compatibles avec les ONTVB et préciser les mesures ERC des atteintes aux continuités écologiques. La compatibilité s'apprécie au regard des atteintes susceptibles d'être portées aux enjeux relatifs à :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Certains espaces protégés ou inventoriés (notamment espaces intégrés automatiquement à la TVB) ; - Certaines espèces d'enjeu national (ONTVB, annexe 1) ; - Certains habitats (ONTVB, annexe 2) ; et - Continuités écologiques d'importance nationale (ONTVB, annexe 3). <p>Annexes :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Annexe 1 : Liste d'espèces sensibles à la fragmentation dont la préservation est un enjeu pour la cohérence nationale de la TVB ; - Annexe 2 : Liste d'habitats naturels de la Directive « Habitats » (92/43/CEE) jugés sensibles à la fragmentation dont la préservation est un enjeu pour la cohérence nationale de la TVB ; - Annexe 3 : Description des continuités écologiques d'importance nationale pour la cohérence nationale de la TVB ; et - Annexe 4 : Prescriptions pour l'atlas cartographique du SRCE. <p><i>(C. env., art. L. 371-1 et suivants)</i></p>
<p>Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) et Schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE)</p>	<p>SDAGE créé par la loi sur l'eau de 1992, réformant les anciens schémas d'aménagement des eaux.</p> <p>Après l'adoption de la Directive cadre sur l'eau (2000/60/CE), les SDAGE deviennent le moyen d'en transposer ses objectifs ; leur contenu, durée (six ans à présent) et modalités d'élaboration évoluent (Lucas, 2021b).</p> <p>Élaboré au niveau de chaque grand bassin hydrographique (12 ont été délimités : 7 en métropole et 5 en outre-mer).</p>

Document de planification et d'urbanisme	Principaux éléments descriptifs
	<p>Pour chaque bassin, le SDAGE fixe :</p> <ul style="list-style-type: none">- Les orientations fondamentales d'une gestion équilibrée de la ressource en eau ;- Les objectifs de qualité et de quantité des eaux à atteindre (pour chaque masse d'eau du bassin) ; et- Les aménagements et dispositions nécessaires, comprenant la mise en place de la trame bleue, pour prévenir la détérioration et assurer la protection et l'amélioration de l'état des eaux et milieux aquatiques, pour atteindre les objectifs cités au point précédent. <p>Un SAGE peut être institué pour un sous-bassin, pour un groupement de sous-bassins correspondant à une unité hydrographique cohérente ou pour un système aquifère. Il doit être compatible avec le SDAGE.</p> <p>Le périmètre et le délai dans lequel le SAGE est élaboré ou révisé sont déterminés par le SDAGE.</p> <p>Le SAGE comporte un plan d'aménagement et de gestion durable de la ressource en eau et des milieux aquatiques définissant les conditions de réalisation des objectifs fixés, ainsi qu'un règlement.</p> <p><i>(SDAGE : C. env., art. L.212-1 et L.212-3 et R.212-1 et suivants)</i></p> <p><i>(SAGE : C. env., art. L.212-3 à L.212-6)</i></p>
Schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires (SRADDET)	<p>Créé par la loi n° 2015-991 du 7 août 2015 portant nouvelle organisation territoriale de la République (loi « NOTRe »), avec fusion de certaines régions.</p> <p>Le SRADDET fusionne plusieurs documents existants, dont le SRCE.</p> <p>Le SRADDET inclut notamment les éléments suivants :</p> <ul style="list-style-type: none">- <u>Objectifs</u> de moyen et long terme sur le territoire régional en lien, notamment, avec la lutte contre le changement climatique et la protection et la restauration de la biodiversité ;- <u>Fascicule</u>, regroupant les règles générales devant contribuer à atteindre les objectifs ; et- <u>Annexes</u>, parmi lesquelles le diagnostic du territoire régional et la présentation des continuités écologiques retenues pour constituer la TVB régionale. <p><i>(Code générale des collectivités territoriales –CGCT–, art. L.4251-1 et suivants, et art. R.4251-1 et suivants)</i></p>

Document de planification et d'urbanisme	Principaux éléments descriptifs
<p>Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT)</p>	<p>Créé par la loi n° 2000-1208 du 13 décembre 2000 relative à la solidarité et au renouvellement urbains (loi « SRU »). Son périmètre et son contenu, ainsi que son rapport aux documents de rang supérieur, ont été revus par deux ordonnances du 17 juin 2020 (n° 2020-744 et n° 2020-745).</p> <p>Document de planification stratégique à long terme. Progressivement mis en œuvre à l'issue du Grenelle de l'environnement Élaboré à l'échelle intercommunale.</p> <p>Composé de trois parties (SCoT antérieurs au 1^{er} avril 2021) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - <u>Rapport de présentation</u>, s'appuyant sur un diagnostic préalable et expliquant les choix retenus ; - <u>Projet d'aménagement et de développement durables (PADD)</u>, fixant les objectifs (notamment en matière de continuités écologiques) ; et - <u>Document d'orientation et d'objectifs (DOO)</u> : il détermine notamment les espaces et sites naturels, forestiers ou urbains à protéger, ainsi que les modalités de protection des espaces nécessaires au maintien de la biodiversité et à la préservation ou à la remise en état des continuités écologiques. <p>Composé de trois parties (SCoT à compter du 1^{er} avril 2021)</p> <ul style="list-style-type: none"> - <u>Projet d'aménagement stratégique</u>, définissant les objectifs de développement et d'aménagement du territoire à un horizon de vingt ans sur la base d'une synthèse du diagnostic territorial et des enjeux qui s'en dégagent ; - <u>Document d'orientation et d'objectifs (DOO)</u> : il détermine les conditions d'application du projet d'aménagement stratégique en définissant des orientations générales. Le DOO définit notamment « les modalités de protection des espaces nécessaires au maintien de la biodiversité et à la préservation ou à la remise en bon état des continuités écologiques et de la ressource en eau. Il peut identifier à cette fin des zones préférentielles pour la renaturation, par la transformation de sols artificialisés en sols non artificialisés » ; et - <u>Annexes.</u> <p><i>(C. urba., art. L.141-1 et suivants)</i></p>
<p>Plan local d'urbanisme (PLU)</p>	<p>Créé par la loi SRU de 2000. A succédé au Plan d'occupation des sols (POS).</p> <p>Élaboré à l'échelle de la commune ou du groupement de communes (on parle alors de PLU intercommunal –PLUi–, élaboré par l'établissement public de coopération intercommunale –EPCI–).</p>

Document de planification et d'urbanisme	Principaux éléments descriptifs
	<p>Le PLU comprend :</p> <ul style="list-style-type: none">- <u>Rapport de présentation</u> : explique les choix retenus, en s'appuyant sur un diagnostic territorial ;- <u>PADD</u> : définit, entre autres, des orientations générales relatives notamment aux politiques de paysage, de protection des espaces naturels, agricoles et forestiers, et de préservation ou de remise en bon état des continuités écologiques. Permet de décliner la TVB à l'échelle locale, en définissant des objectifs des continuités écologiques ;- <u>Orientations d'aménagement et de programmation (OAP)</u> : elles peuvent définir les actions et opérations nécessaires pour mettre en valeur l'environnement, notamment les continuités écologiques ;- <u>Règlement</u> : inclut le plan de zonage, lequel délimite les zones urbaines ou à urbaniser, et les zones naturelles ou agricoles et forestières à protéger ; et- <u>Annexes</u>. <p><i>(C. urba., art. L.151-1 à L.151-4)</i></p>
Carte communale	<p>Peut être élaborée par une commune ou un EPCI non doté de PLU.</p> <p>Précise les modalités d'application des règles générales d'urbanisme édictées par le RNU.</p> <p><i>(C. urba., art. L.161-1 et L.161-2)</i></p>
Règlement national d'urbanisme (RNU)	<p>Édicte les règles générales d'urbanisme.</p> <p>S'applique sur l'ensemble du territoire, à l'exception de certaines dispositions (règles de constructibilité) qui ne sont pas applicables dans les territoires dotés d'un PLU ou d'une carte communale.</p> <p><i>(C. urba., art. L.111-1 et suivants)</i></p>

L'articulation entre les documents de planification de rangs inférieur et supérieur dépend du respect de certaines obligations : (i) l'obligation de prise en compte (degré le plus bas), (ii) l'obligation de compatibilité et (iii) l'obligation de conformité (degré le plus élevé) (Thuillier, 2019). Ces obligations, et en particulier la marge de manœuvre laissée aux collectivités de rang inférieur dans l'élaboration de leurs documents d'urbanisme, résultent notamment de l'application du principe de subsidiarité, inscrit à l'article 72, al. 2 de la Constitution, en vertu duquel « *les collectivités territoriales ont vocation à prendre les décisions pour l'ensemble des compétences qui peuvent le mieux être mises en œuvre à leur échelon* ». Il n'existe toutefois pas de définition légale de ce qu'impliquent ces rapports (Lucas, 2021b). Le Conseil d'État les a donc explicités à travers sa jurisprudence (voir notamment Thuillier, 2019) pour une analyse détaillée). Il en ressort que le rapport de prise en compte est défini comme l'obligation de ne pas, en principe, s'écarter des orientations fondamentales du document de planification, avec une possibilité de dérogation si cela est justifié et sous le contrôle du juge⁸⁸. Quant au rapport de compatibilité, « *rapport juridique phare en droit de l'urbanisme* » (Thuillier, 2019), il correspond à une obligation de non-contrariété au regard des orientations adoptées par le document de rang supérieur, une marge de manœuvre étant laissée au document de rang inférieur⁸⁹. Enfin, le rapport de conformité exige le strict respect de l'ensemble des dispositions⁹⁰.

La Figure 2 synthétise la hiérarchie entre les divers documents de planification et les rapports d'opposabilité entre eux.

⁸⁸ Conseil d'État, 28 juillet 2004, *Association de défense de l'environnement et al.*, req. n° 256511.

⁸⁹ Conseil d'État, 18 décembre 2017, *Associations Regroupement des organismes de sauvegarde de l'Oise (ROSO) et Le petit rapporteur mesnilois*, req. n° 395216 :

Considérant (...) que pour apprécier la compatibilité d'un plan local d'urbanisme avec un schéma de cohérence territoriale, il appartient au juge administratif de rechercher, dans le cadre d'une analyse globale le conduisant à se placer à l'échelle de l'ensemble du territoire couvert en prenant en compte l'ensemble des prescriptions du document supérieur, si le plan ne contrarie pas les objectifs qu'impose le schéma, compte tenu des orientations adoptées et de leur degré de précision, sans rechercher l'adéquation du plan à chaque disposition ou objectif particulier.

Figure également, à divers endroits du C. urba., une mention de l'obligation de cohérence, dont la distinction avec l'obligation de compatibilité n'est pas limpide. Analysant la jurisprudence administrative, Thuillier (2019) considère que ces deux obligations viseraient à décrire des rapports distincts : « *le rapport inter-normatif (e.g. entre un PLU et un SCoT), qui implique l'usage de la notion de compatibilité ; le rapport intra-normatif (e.g. entre deux pièces du PLU), dans lequel s'applique une obligation de cohérence* ».

⁹⁰ Conseil d'État, 10 juin 1998, *SA Leroy Merlin*, req. n° 176920, publié au recueil Lebon.

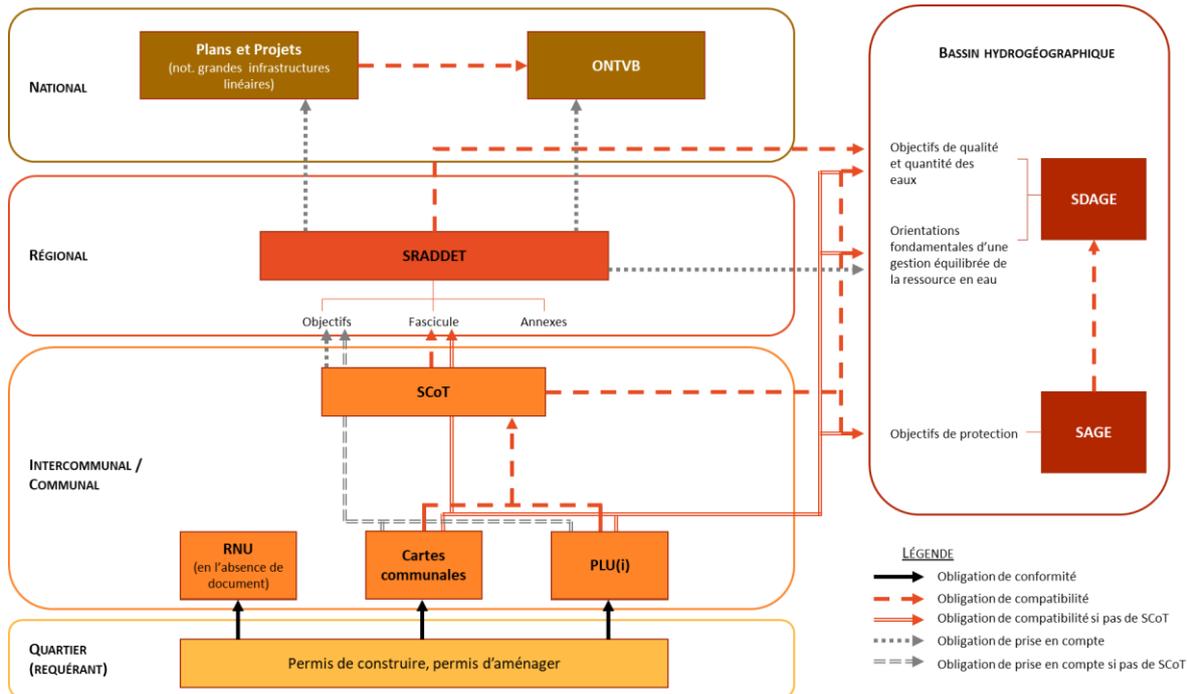


Figure 2 : Articulation entre les différents documents de planification présentant un intérêt pour la compensation écologique

La Figure 2 ne mentionne pas le SRCE, absorbé par le SRADDET. Il est toutefois intéressant de noter que si les documents de rang inférieur devaient prendre en compte le SRCE, ils sont à présent tenus d'être compatibles avec le SRADDET (Chaurand *et al.*, 2019; Lucas, 2021b).

Par ailleurs, les documents de planification doivent être compatibles avec les SDAGE (uniquement dans le domaine de l'eau). Par un arrêt du 21 novembre 2018, le Conseil d'État est venu préciser la nature du contrôle de compatibilité par le juge administratif⁹¹, dont il découle que l'incompatibilité d'un projet avec un SDAGE ne peut résulter du non-respect de seulement une de ses dispositions (Lucas, 2021b). La précision de ce contrôle a conduit à ce que des projets jugés tout d'abord incompatibles le soient devenus à la suite de cette jurisprudence (Lucas, 2021b).

Quant au SCoT, il est chargé d'intégrer les documents de planification supérieurs. Le SCoT est considéré comme un document pivot, les PLU et cartes communales pouvant ne se référer qu'à lui (MLHD, 2016). Jusqu'en 2017, il était possible d'élaborer des PLU intercommunaux ayant l'effet d'un SCoT⁹².

⁹¹ Conseil d'État, 21 novembre 2018, *SNC Roybon Cottages c/ Union régionale fédérale Rhône Alpes de protection de la nature et al.*, req. n° 408175, mentionné dans les tables du recueil Lebon.

(...) les [SDAGE] doivent se borner à fixer des orientations et des objectifs, ces derniers pouvant être, en partie, exprimés sous forme quantitative. Les autorisations délivrées au titre de la législation de l'eau sont soumises à une simple obligation de compatibilité avec ces orientations et objectifs. Pour apprécier cette compatibilité, il appartient au juge administratif de rechercher, dans le cadre d'une analyse globale le conduisant à se placer à l'échelle de l'ensemble du territoire couvert, si l'autorisation ne contrarie pas les objectifs qu'impose le schéma, compte tenu des orientations adoptées et de leur degré de précision, sans rechercher l'adéquation de l'autorisation au regard de chaque disposition ou objectif particulier.

⁹² Cette possibilité a été supprimée par la loi n° 2017-86 du 27 janvier 2017 relative à l'égalité et à la citoyenneté, JORF n° 24 du 28 janvier 2017.

En outre, toutes les communes et intercommunalités ne sont pas dotées de SCoT ou de PLU(i), ce qui complique l'inscription des TVB dans les documents d'urbanisme (Delclaux & Fleury, 2020). En outre, l'intégration de dispositions en lien avec les TVB dans les documents d'urbanisme ne s'est pas faite immédiatement, mais au gré des révisions des PLU des territoires concernés (Quétier *et al.*, 2021). Le PADD du PLU permet notamment de décliner la TVB à l'échelle locale, en définissant les objectifs de préservation des continuités écologiques. Une OAP « Paysages – TVB », par exemple, pourrait ensuite permettre de décliner des actions et/ou opérations à mettre en œuvre pour traduire les ambitions du PADD en matière de TVB (MLETR, 2015). Le plan de zonage, inclus dans le règlement du PLU, peut notamment identifier et localiser les éléments de paysage et délimiter les sites et secteurs à protéger pour des motifs d'ordre écologique, notamment pour la préservation, le maintien ou la remise en état des continuités écologiques et définir, le cas échéant, les prescriptions de nature à assurer leur préservation⁹³. Un tel zonage peut ainsi permettre de moduler les règles de construction en tenant compte des continuités écologiques communales (Delclaux & Fleury, 2020).

La question de la cartographie est également un point important. Dans le cadre du SRADDET, la cartographie a été portée à l'échelle 1:150 000⁹⁴, alors que l'échelle retenue pour les SRCE était de 1:100 000 (voir notamment les ONTVB, annexe 4). À l'échelle locale, les SCoT cartographient les TVB au 1:25 000 ou au 1:50 000 (Delclaux & Fleury, 2020). Une étude portant sur quelques SCoT avait notamment montré que la cartographie de la TVB proposée dans ces documents n'était pas nécessairement plus précise que celle contenue dans le SRCE auquel les SCoT étaient tenus de se référer (Vanpeene, 2019).

En outre, les approches méthodologiques pour l'élaboration des TVB au niveau régional et infrarégional varient, se fondant sur : (i) l'interprétation visuelle ou (ii) sous système d'information géographique (Amsallem *et al.*, 2010). Les méthodes et outils utilisés pour la cartographie des TVB se fondent sur une approche éco-géographique et sont mobilisés en raison du manque d'observations exhaustives de terrain (superficies importantes, difficultés d'accès aux données, etc.) (Delclaux & Fleury, 2020). Cartographier les TVB conduit à faire des choix et à privilégier certains aspects au détriment d'autres, avec un usage asymétrique des données et une place plus importante conférée aux données quantitatives (Alphandéry *et al.*, 2012; Delclaux & Fleury, 2020). Cela revient, pour reprendre l'expression de Catherine Mougenot (bien que non limitée à la cartographie de la TVB), à parcourir « *des champs de pixels* » (Mougenot, 2018). Vaissière & Meinard (2021) notent que les références scientifiques des SRADDET et SCoT sont, pour l'heure, limitées.

Les listes d'espèces annexées aux ONTVB ont été peu utilisées dans le cadre de l'élaboration des SRCE, en raison d'un manque de connaissances et de données (incomplètes, hétérogènes, difficilement accessibles ou interopérables), les régions ayant préféré privilégier une approche indirecte (occupation du sol et habitats) (Albert & Chaurand, 2018). L'intégration des SRCE dans les SRADDET a conduit à devoir mettre en commun, et donc à harmoniser, leur prise en compte des TVB, ce qui a pu être rendu difficile compte tenu des importantes différences conceptuelles lors de l'élaboration initiale des TVB (Delclaux & Fleury, 2020).

⁹³ C. urba., art. L.151-23.

⁹⁴ CGCT, art. R.4251-2.

II.2.2 L'articulation de la compensation écologique avec la planification territoriale

De nombreux auteurs recommandent une réelle territorialisation de la séquence ERC. L'intégration de cette séquence dans les documents de planification est l'une des actions préconisées, ces documents permettant de se projeter à travers une stratégie de planification territoriale à moyen ou long terme. Selon Bezombes & Regnery (2020), « *ces documents auraient ainsi vocation à prévoir l'application de la séquence ERC sur le territoire : quelles zones à fort enjeu de biodiversité sont à éviter ? Quelles zones dégradées pourraient être restaurées dans le cadre des mesures compensatoires ? Comment gérer les impacts cumulés ? ...* », et ainsi anticiper certains problèmes liés à l'atteinte de l'objectif de NNL de biodiversité, tels que, entre autres, la question de la finitude de l'espace ou la non-faisabilité de certaines mesures compensatoires. Sur la question des diverses échelles territoriales en matière de planification, certains préconisent que l'évitement et la réduction soient prioritairement intégrés et dévolus à l'échelle des grands territoires (SRADDET, SCoT, PLUi, avec l'emboîtement nécessaire), et que, à l'inverse, la compensation soit privilégiée au plus proche du site d'impact (Gaucherand *et al.*, 2019). En 2018, Ollivier *et al.* (2020) ont réalisé un inventaire des initiatives de territorialisation de la séquence ERC, en recensant 14 en France métropolitaine, qui diffèrent toutefois par leurs objectifs, contenu et échelle (variant selon les structures administratives porteuses des initiatives). Bigard & Leroy (2020) préconisent ainsi « *de développer des méthodes de hiérarchisation de la biodiversité sur le territoire afin de la spatialiser pour pouvoir anticiper l'évitement et le cumul d'impact sur des espaces sensibles dès le stade de l'élaboration des documents de planification* ». En effet, si la planification stratégique à l'échelle d'un territoire permet une approche plus cohérente de la phase d'évitement (par rapport à des projets individuels), cela suppose de hiérarchiser les enjeux de biodiversité (Ollivier *et al.*, 2020).

À travers une telle articulation avec les documents de planification, nombreux sont ceux qui considèrent que les mesures de compensation appellent à être intégrées à la TVB (voir p. ex. Callois, 2017; Chaurand *et al.*, 2019; L. Dupont, 2017; Lucas, 2017b), notamment car l'échelle spatiale du projet ne permet pas de pleinement appréhender la question des continuités écologiques et des impacts cumulés de projets distincts (Bigard & Leroy, 2020). La commission d'enquête du Sénat proposait ainsi, avec pour objectif une meilleure intégration de la compensation dans les documents de planification, d'identifier dans les schémas régionaux des zones à fort potentiel de restauration écologique en cohérence avec la TVB, mais également de localiser de manière préférentielle les mesures de compensation au sein de territoires cohérents avec la TVB (Longeot & Dantec, 2017 ; voir également Chaurand *et al.*, 2019; Delclaux & Fleury, 2020). Cette proposition s'est traduite, à la suite de l'adoption de la loi Climat et Résilience en 2021⁹⁵, par un ajout aux dispositions législatives relatives à la compensation : les mesures compensatoires doivent être mises en œuvre en priorité au sein des zones de renaturation préférentielle identifiées par les SCoT, lorsque de telles zones auront été identifiées et si ces zones permettent le respect des règles applicables à la compensation⁹⁶ (notamment le principe d'équivalence écologique). Pech & Etrillard (2016) et

⁹⁵ Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets, JORF n° 196 du 24 août 2021.

⁹⁶ C. env., art. L.163-1 II, dernier alinéa :

Les mesures de compensation sont mises en œuvre en priorité au sein des zones de renaturation préférentielle identifiées par les schémas de cohérence territoriale en application du 3° de l'article L. 141-10 du code de l'urbanisme et par les orientations d'aménagement et de programmation portant sur des secteurs à renaturer

L. Dupont (2017) préconisent ainsi la création d'un nouveau type de zonage au sein des SCoT et des PLU, qui serait spécifique à la combinaison des mesures compensatoires avec la TVB et conduirait en outre à un degré d'opposabilité plus important que ce qui existe actuellement.

La littérature scientifique internationale met également en avant la nécessité d'intégrer la question de la compensation écologique dans les cadres de planification territoriale, afin de garantir que les mesures compensatoires soient mises en œuvre de manière stratégique (Abdo *et al.*, 2019). Une telle planification stratégique permettrait d'identifier des sites appropriés pour la mise en œuvre de mesures, mais aussi des sites à éviter (Abdo *et al.*, 2019; Brownlie & Botha, 2009; Vaissière & Meinard, 2021). L'Ae indique, concernant l'intégration des grands projets d'État au sein du SRADDET qui impactent la région (p. ex. LGV, autoroute), qu'« *il pourrait être nécessaire d'anticiper les mesures d'évitement, de réduction et de compensation et donc, le cas échéant de prévoir les espaces nécessaires* » (Ae (CGEDD), 2018). Par ailleurs, cela pourrait permettre de prendre en compte les impacts cumulés de petits projets, mais également d'interconnecter de petits sites de compensation (Abdo *et al.*, 2019) (voir Encadré 4). Un défi important est ainsi de combiner la séquence ERC avec la planification de la conservation (Bergès *et al.*, 2020; Calvet & Salles, 2019; Delclaux & Fleury, 2020; Kiesecker *et al.*, 2010; Kujala *et al.*, 2015). Diverses études et expérimentations françaises, principalement sur la base d'exercices de modélisation, tendent à démontrer que la compensation écologique pourrait en effet contribuer à la mise en œuvre de la TVB (voir Clauzel & Godet, 2020; Quétier *et al.*, 2021; Vaissière *et al.*, 2016), en mettant en œuvre la séquence ERC à l'échelle du paysage notamment (voir p. ex. Bigard & Leroy, 2020), comme déjà évoqué dans l'Encadré 3. Certains points d'attention et de vigilance sont tout de même à soulever : éviter que les espaces de la TVB deviennent une réserve foncière pour la compensation, et éviter que les continuités écologiques ne soient réfléchies qu'en termes de compensation (Delclaux & Fleury, 2020; L. Dupont, 2017).

Enfin, la séquence ERC est très présente au sein des SDAGE, devenue même « *incontournable* » (Lucas, 2021b). Les SDAGE ont introduit des modalités de compensation (selon les SDAGE : référence à l'équivalence écologique, recours à des ratios surfaciques, etc.), en particulier concernant les atteintes aux zones humides, et ce bien avant l'adoption de la loi Biodiversité en 2016 (Lucas, 2021b). Depuis l'adoption de cette loi, les SDAGE ont été renouvelés et, selon Lucas (2021b), tous prévoient au moins que la compensation se fasse sur le même bassin versant, ainsi que des ratios majorés (entre 150% et 200%), lesquels vont dépendre du type de mesures (restauration ou récréation) et/ou de la capacité à atteindre l'équivalence. Si les juridictions administratives considèrent que les SDAGE peuvent contenir des mesures précises permettant d'atteindre les objectifs visés, l'autorité administrative conserve toutefois sa marge d'appréciation de la compatibilité des demandes au regard de l'objectif du SDAGE (en particulier la non-dégradation

en application du 4° du I de l'article L. 151-7 du même code, lorsque les orientations de renaturation de ces zones ou secteurs et la nature de la compensation prévue pour le projet le permettent. Un décret en Conseil d'État précise les modalités d'application du présent alinéa.

Le décret en Conseil d'État visé dans la disposition ci-dessus a été adopté le 27 décembre 2022 et est entré en vigueur le 29 décembre de la même année (décret n° 2022-1673 du 27 décembre 2022 portant diverses dispositions relatives à l'évaluation environnementale des actions ou opérations d'aménagement et aux mesures de compensation des incidences des projets sur l'environnement, JORF n° 300 du 28 décembre 2022).

de l'état des eaux)⁹⁷ ; un ratio surfacique minimum a ainsi pu être considéré comme une orientation en matière de compensation⁹⁸. Ainsi, comme le note Lucas (2021b), la précision des dispositions des SDAGE relatives à la séquence ERC « *ne présuppose pas leur strict respect par les acteurs concernés* ».

Ce qu'il faut retenir de la section II « La compensation écologique en territoire juridique »

La compensation écologique a été introduite en droit français dès 1976 comme troisième étape de la séquence ERC, mais il faudra attendre la fin des années 2000 pour que sa mise en œuvre soit réellement observée en pratique. Les règles relatives à la séquence ERC ont été précisées par la suite avec l'élaboration de la doctrine ERC en 2012 et de lignes directrices en 2013, sans valeur normative. La loi Biodiversité adoptée en 2016 a réaffirmé et renforcé cette séquence, qui se trouve notamment au cœur de l'évaluation environnementale des projets. Le triptyque ERC dans son ensemble est à présent rattaché au principe de prévention, ce que certains auteurs regrettent, considérant que la compensation est en réalité une mise en œuvre du principe de réparation. En outre, la compensation dispose d'un chapitre spécifique dans le C. env., ce qui n'est pas le cas pour les étapes d'évitement et de réduction. Des études et retours expériences révèlent une mise en œuvre lacunaire de la séquence ERC, les étapes antérieures à la compensation étant vraisemblablement sous-appliquées.

La réglementation édicte un objectif d'absence de perte nette, voire de gain, de biodiversité. Si cette exigence s'applique à la biodiversité dans son ensemble, dans la pratique l'accent est mis sur les espèces et les habitats protégés, laissant de côté la biodiversité dite ordinaire. Par ailleurs, la loi Biodiversité a introduit une obligation de résultats en lien avec la compensation écologique, certains considérant toutefois qu'une obligation de moyens aurait été préférable eu égard à l'incertitude scientifique et aux aléas existant concernant l'efficacité des mesures compensatoires. Ces mesures doivent, en outre, respecter un certain nombre de principes, dont l'application peut s'avérer compliquée : le principe d'équivalence écologique, cette dernière devant être stricte (*like for like*), le principe d'additionnalité, implicitement reconnu en raison de l'objectif de NNL et qui implique que le gain écologique généré par la mesure compensatoire n'aurait pas été possible en son absence, ainsi que le principe de proximité fonctionnelle. Sur ce dernier point, la localisation des sites compensatoires dépendra également des contraintes liées à la maîtrise foncière des sites. Enfin, si la législation prévoit que les mesures compensatoires doivent être effectives pendant toute la durée des atteintes, une durée est arrêtée (p. ex. durée de la concession) même en cas d'impacts pouvant être considérés comme infinis, comme dans le cas d'infrastructures linéaires de transport.

Enfin, au-delà de la réglementation, adoptée au niveau national, se pose la question de la prise en compte de la compensation écologique à des échelles infranationales, dans le cadre de la planification territoriale. L'intérêt de l'articulation de la compensation écologique avec la TVB, identifiée et déclinée à travers les différents documents de planification et d'urbanisme (notamment les SRADDET, SDAGE, SCoT et PLU, ce dernier permettant de décliner la TVB à l'échelle locale), est souvent mis en avant et a été renforcé avec l'adoption de la loi Climat et Résilience de 2021. En effet, cette loi a introduit une nouvelle disposition dans le C. env. en vertu de laquelle les mesures compensatoires doivent être mises en œuvre en priorité au sein des zones de renaturation préférentielle qui auront été identifiées par les SCoT, si ces zones

⁹⁷ CAA Paris, 31 juillet 2020, n°19PA00805, inédit au recueil Lebon.

⁹⁸ CAA Paris, 31 juillet 2020, préc.

permettent le respect des règles applicables à la compensation. Nombreux sont les auteurs qui préconisent par ailleurs une réelle territorialisation de la séquence ERC dans son ensemble, à travers son intégration dans les documents de planification.

III. La mise en œuvre de la compensation écologique : une déclinaison territoriale à la fois écologique et sociale

La mise en œuvre de la compensation écologique se fait au plus proche du territoire à la parcelle près. Au-delà de considérations nécessairement écologiques, une telle mise en œuvre ne peut ainsi se faire sans l'implication des acteurs du territoire. Cependant, le maître d'ouvrage devra, en amont, avoir dimensionné ses besoins de compensation (III.1) et décidé des modalités de sa mise en œuvre parmi les diverses possibilités qu'offre la réglementation (III.2). Par ailleurs, le suivi des mesures compensatoires est indispensable pour évaluer leur efficacité (III.3), mais peut se heurter à certaines difficultés, parmi lesquelles la question de la sécurisation et de la pérennisation des sites compensatoires (III.4).

III.1 Le dimensionnement de la compensation, une prise en compte de considérations purement écologiques ?

Le dimensionnement de la compensation ne peut être abordé et réalisé sans prendre en compte l'exigence d'équivalence écologique. Se pose ainsi la question de l'évaluation des pertes et des gains de biodiversité, et des méthodes utilisées pour y parvenir. Dès 2013, les lignes directrices ERC visaient la nécessité d'évaluer les impacts résiduels significatifs devant faire l'objet de mesures compensatoires en se basant sur une méthode permettant d'établir l'équivalence entre pertes et gains écologiques (CGDD, 2013). Ces lignes directrices mentionnent ainsi les méthodes d'évaluation dans sa définition de l'équivalence (CGDD, 2013) :

L'« équivalence » s'appuie sur un ensemble de critères, de méthodes et de processus participatifs visant à évaluer et comparer les pertes écologiques liées à l'impact résiduel significatif d'un projet et les gains écologiques liés à la mesure compensatoire, de manière à concevoir et dimensionner cette dernière. L'équivalence d'une mesure compensatoire au regard des impacts résiduels significatifs d'un projet s'apprécie à quatre niveaux : écologique, géographique/ fonctionnelle, temporelle et sociétale.

Le rapport du Sénat sur les compensations des atteintes à la biodiversité relevait un manque de « méthodologies permettant d'apprécier de façon scientifique l'équivalence entre les atteintes à la biodiversité et les gains rendus possibles par une mesure de compensation » (Longeot & Dantec, 2017). Mechin & Pioch (2019) notaient aussi l'absence de méthode d'évaluation de l'équivalence qui répondrait à l'ensemble des principes réglementaires et qui serait reconnue par l'ensemble des acteurs concernés et validée par l'État. Le CGDD a alors publié, en juin 2021, un guide de mise en œuvre d'une approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique (Andreadakis *et al.*, 2021), duquel il ressort que le maître d'ouvrage a la liberté de choisir sa méthode d'évaluation, mais celle-ci doit être justifiée et explicitée dans le dossier de demande d'autorisation. Ce guide du CGDD regroupe les méthodes de compensation en trois grandes familles, précisées à la Figure 3 ci-dessous.

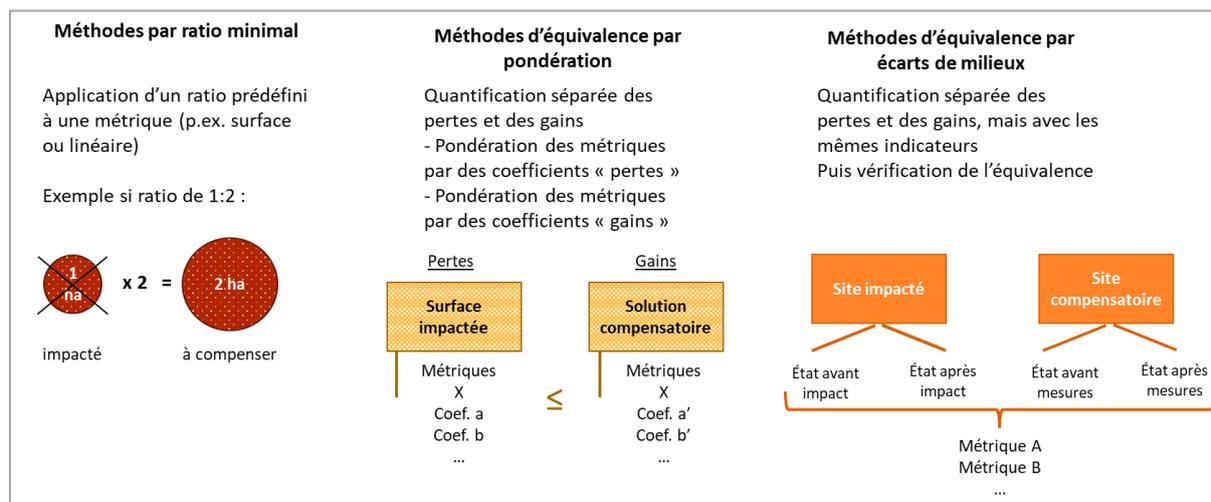


Figure 3 : Méthodes de dimensionnement de la compensation écologique acceptées en France, sur la base du guide du CGDD portant sur l'approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique (Andreadakis et al., 2021) (source : d'après Salès, 2022)

Les méthodes d'évaluation et de dimensionnement doivent être opérationnelles, c'est-à-dire « adaptées aux opérations que les aménageurs, bureaux d'études et services instructeurs doivent accomplir avec » (Mechin & Pioch, 2019). Le guide du CGDD sur l'approche standardisée mentionne également la nécessaire opérationnalité des méthodes de dimensionnement de la compensation, ce guide s'affichant comme une « réponse au manque de définition opérationnelle des notions essentielles au dimensionnement de mesures de compensation conformes à la réglementation » (Andreadakis et al., 2021). Ce document reprend *verbatim* la définition de l'opérationnalité énoncée par Mechin & Pioch (2019) :

Une méthode opérationnelle est une méthode qui permet à l'utilisateur de réaliser l'opération attendue (utilité), facilement et de façon efficiente (utilisabilité), tout en étant adaptée au contexte dans lequel l'utilisateur exerce son activité (acceptabilité socio-organisationnelle).

Outre les trois grandes familles mentionnées par le guide de 2021 et illustrées à la Figure 3, les méthodes d'évaluation de l'équivalence écologique peuvent être classées en deux catégories en fonction de l'auteur de ces méthodes : celles développées par les bureaux d'études de manière *ad hoc* pour chaque dossier d'autorisation, et celles développées par les des équipes de recherche ou d'experts (Mechin & Pioch, 2019).

Malgré la nécessité d'inclure et d'explicitier le dimensionnement de la compensation dans les dossiers de demande d'autorisation, nombreux sont encore ceux qui sont soumis au service instructeur sans dimensionnement des mesures selon une méthode comptable, se contentant de proposer un certain nombre de mesures à mettre en œuvre (Dauguet, 2020). Dauguet (2020) note que la méthode de dimensionnement utilisée par le bureau d'études et présentée dans le cadre de la demande d'autorisation permet avant tout d'appuyer une décision, puisqu'elle devra être validée par le service instructeur.

C'est ainsi que, en pratique, le dimensionnement des mesures de compensation résulte de négociations et de compromis entre le pétitionnaire (qui formule la proposition de méthode de dimensionnement) et le service instructeur (qui devra la valider pour que l'autorisation puisse être accordée). Tout d'abord, comme le notent Calvet & Salles (2019), les aménageurs sont en réalité

incités à rechercher le compromis le moins coûteux entre les étapes d'évitement, de réduction et de compensation, sur la base d'un calcul économique des coûts du respect de la séquence ERC, nonobstant l'exigence réglementaire du respect de la hiérarchie. Il y a ainsi négociation entre le respect de l'objectif de NNL et la minimisation des coûts des porteurs de projets, un coût trop faible des mesures compensatoires pouvant conduire, comme nous l'avons déjà vu, à limiter les efforts sur les mesures d'évitement (les seules à pouvoir assurer le NNL) (Calvet & Salles, 2019). Par ailleurs, l'accélération du temps de l'instruction (à la suite notamment de l'adoption de l'autorisation environnementale unique) se traduit par une baisse tendancielle de la qualité du traitement des dossiers par les services instructeurs, lesquels font déjà face à un manque de personnel (Barral & Guillet, 2022; Calvet & Salles, 2019). Cela a pour conséquence de limiter la capacité des services à exiger des mesures environnementales ambitieuses, notamment en matière de dimensionnement des mesures compensatoires (Barral & Guillet, 2022). La technicité de la compensation se heurte également à la réduction des moyens financiers et humains de l'administration, à l'hétérogénéité des compétences de l'État, mais également au manque de connaissances des différents acteurs (Mechin & Pioch, 2019; Petitimbert, 2018; Semal & Guillet, 2017a).

Barral & Guillet (2022) distinguent deux rapports stratégiques au temps de la procédure d'autorisation environnementale, opposant « stratégie de prévision » et « stratégie d'esquive ». La stratégie de prévision est celle généralement adoptée par les aménageurs professionnels, lesquels déposent régulièrement des dossiers (avec une posture pro-active de contact des services administratifs avant le dépôt), connaissent les attentes des services administratifs et les anticipent. « *Il s'agit d'aménageurs déjà aguerris à la procédure, et notamment porteurs de projets de grande envergure, ayant une forte aversion au risque contentieux* » (Barral & Guillet, 2022). Quant à la stratégie d'esquive, elle est davantage le fait d'aménageurs de projets de petite taille, lesquels jouent avec le droit et essaient de passer entre les gouttes (Barral & Guillet, 2022). Dans ce deuxième cas les aménageurs « *ne prennent pas contact avec les services de protection de la nature en amont et déposent des dossiers de piètre qualité, sans sécurisation foncière ni même identification de parcelles, essayant par-là de minimiser les contraintes liées à la compensation écologique* » (Barral & Guillet, 2022). Cela rejoint les propos de Dauguet (2020), qui note l'existence d'échanges préalables à la procédure d'autorisation entre le maître d'ouvrage et les services instructeurs, en particulier concernant les grands projets d'infrastructure, de tels échanges étant minimes, voire inexistantes, pour de petits projets.

III.2 Les possibilités de mise en œuvre de la compensation écologique ouvertes au maître d'ouvrage

La loi Biodiversité est venue préciser les différentes possibilités à la disposition du maître d'ouvrage pour mettre en œuvre les mesures de compensation dont il est débiteur. Il peut ainsi⁹⁹ : (i) réaliser lui-même les mesures, (ii) confier la réalisation des mesures à un opérateur de compensation (compensation par la demande) ou (iii) acquérir des unités de compensation dans un site naturel de compensation (SNC) (compensation par l'offre, expérimentée en France depuis 2008 sous le terme de « réserve d'actifs naturels », mais qui fait ici l'objet d'une généralisation).

⁹⁹ C. env., art. L.163-1 II.

L'opérateur de compensation est défini comme « *une personne publique ou privée chargée, par une personne soumise à une obligation de mettre en œuvre des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité, de les mettre en œuvre pour le compte de cette personne et de les coordonner à long terme* »¹⁰⁰. Cette formulation est large et de nombreuses structures pourraient devenir opérateurs de compensation (bureau d'études, association de protection de l'environnement, collectivité territoriale, etc.). Certains regrettent toutefois l'absence de soumission de cette qualité à la délivrance d'un agrément, ce qui aurait permis de garantir leurs compétences (voir p.ex. Hoepffner, 2017).

Quant au mécanisme de SNC, il est soumis à l'obtention d'un agrément préalable (d'une durée de 30 ans minimum) délivré par l'État¹⁰¹, à la suite d'une procédure d'évaluation du projet de SNC¹⁰². L'acquisition d'unités de compensation¹⁰³ d'un SNC paraît être la solution de plus grande facilité pour le respect par un maître d'ouvrage de son obligation de compensation (Martin, 2017) (dans le respect des principes régissant la compensation). Qui plus est, un SNC permet de mettre en œuvre les mesures compensatoires de manière mutualisée et anticipée¹⁰⁴, ce qui favorise la prise en compte des pertes intermédiaires (V. Dupont & Lucas, 2017; Levrel & Couvet, 2016; Vaissière & Meinard, 2021). Toutefois, le recours à un SNC peut avoir des effets pervers. Martin (2017) pointe ainsi l'existence d'un risque de voir les mesures compensatoires imposées au pétitionnaire être calquées sur les unités de compensation. Lors des débats parlementaires relatifs à l'adoption de la loi Biodiversité, le mécanisme de SNC avait donné lieu à un débat sur le risque de financiarisation de la nature, dont il serait porteur (Doussan, 2018; Levrel *et al.*, 2015). Martin (2017) ajoute à cela la question des conflits d'intérêts, la délivrance de l'agrément n'étant pas soumise à la vérification préalable de l'existence de « *liens capitalistiques entre aménageurs, bureaux d'études et opérateurs de compensation (...), ni de tenter de mettre en évidence d'autres formes d'influences possibles des uns sur les autres* ». En outre, la généralisation de la compensation par l'offre ne doit pas conduire à favoriser la compensation au détriment des étapes d'évitement et de réduction (Callois, 2017). Lucas (2017a) note ainsi l'existence d'un risque, si l'opérateur d'un SNC est une collectivité territoriale, que cette dernière privilégie des mesures compensatoires conséquentes au détriment des étapes antérieures de la séquence ERC.

Laurans *et al.* (2016) considèrent cependant que le recours à la compensation par l'offre restera très limité, compte tenu de l'obligation d'équivalence écologique, mais également de l'absence de transfert de responsabilité vers l'opérateur de compensation, le maître d'ouvrage demeurant juridiquement responsable. Ce recours limité aux SNC est, jusqu'à présent, confirmé dans les faits. En effet, un seul SNC a été agréé à ce jour¹⁰⁵ : il s'agit du SNC de Cossure, dans la plaine de Crau,

¹⁰⁰ C. env., art. L.163-1 III.

¹⁰¹ C. env., art. L.163-3, et art. D.163-1 à D.163-9.

Décrets n° 2017-264 et n° 2017-265 du 28 février 2017 relatifs à l'agrément des SNC, JORF n° 52 du 2 mars 2017.

¹⁰² Arrêté du 10 avril 2017 fixant la composition du dossier de demande d'agrément d'un SNC prévu à l'article D.163-3 du C. env., JORF n° 92 du 19 avril 2017.

¹⁰³ Les unités de compensation constituent des titres (mais pas des titres négociables au sens financier du terme) représentant la valeur écologique qui aura été créée « *sur une certaine surface et pendant une certaine durée* » au sein du SNC (Martin, 2017).

¹⁰⁴ C. env., art. L.163-3.

¹⁰⁵ Arrêté du 24 avril 2020 portant agrément d'un SNC – site de Cossure, commune de Saint-Martin-de-Crau (Bouches-du-Rhône).

qui est le projet pilote mis en place dès 2008 et porté par CDC Biodiversité (Cantuarias-Villessuzanne, 2018; Latune & Aubry, 2021). Parmi les autres projets expérimentaux¹⁰⁶ d'offre de compensation mis en place à la suite de l'appel à projets lancé en 2011 par le ministère en charge de l'Écologie (CGDD, DEB, 2011), aucun n'a évolué vers un SNC agréé (ils avaient jusqu'à fin 2019 pour demander l'agrément). Les raisons varient : absence d'acheteurs d'unités de compensation et abandon du projet, soutien insuffisant des acteurs du territoire, agrément refusé (pour des questions d'additionnalité administrative) (Latune & Aubry, 2021). Les sites expérimentaux n'ayant pas recherché et/ou obtenu l'agrément ont permis de réels gains écologiques, mais ne pourront vraisemblablement pas être utilisés comme sites de compensation à la demande car un nouvel état initial serait requis (Latune & Aubry, 2021). Se pose ainsi la question du devenir de ces sites. Cependant, la même question peut être soulevée pour les SNC à l'issue de l'agrément (Lucas, 2017a; Martin, 2017), en particulier si la durée des unités de compensation (*a priori* calquée sur celle du SNC) est inférieure à celle de l'obligation du maître d'ouvrage (Martin, 2017), ou en cas de retrait de l'agrément (Hoepffner, 2017). Le maître d'ouvrage demeurant responsable vis-à-vis de l'administration, cette dernière pourrait lui demander de proposer une nouvelle compensation (Hoepffner, 2017; Martin, 2017). À l'heure où nous écrivons ces lignes, les SNC pourraient à l'avenir être remplacés par des « sites naturels de restauration et de renaturation », tel que le prévoit le projet de loi Industrie verte (Radisson, 2023).

III.3 Le suivi de l'effectivité et de l'efficacité des mesures compensatoires

Le suivi est une étape essentielle, la seule qui permettra en pratique de déterminer si l'obligation de résultats est bien respectée et, en conséquence, s'il y a équivalence écologique entre les pertes et les gains et atteinte de l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité. Si le suivi est peu encadré réglementairement (III.3.1), l'autorité administrative compétente dispose d'un certain nombre de pouvoirs et prérogatives (III.3.2), mais le manque de moyens des services de l'État fait obstacle à un contrôle efficace (III.3.3). Les données relatives au suivi doivent être renseignées dans GéoMCE, l'outil de localisation des mesures compensatoires mis en place à la suite de l'adoption de la loi Biodiversité (III.3.4).

III.3.1 L'encadrement du suivi des mesures compensatoires

L'enjeu du suivi est fondamental puisque seul le suivi des mesures compensatoires peut permettre de garantir l'effectivité et l'efficacité des mesures (Longeot & Dantec, 2017). C'est notamment le développement du suivi qui permettra la mise en œuvre effective des sanctions. En effet, comme le note Alidor (2017), la compensation écologique ne pourra pas être effective « *si son inexécution totale ou partielle n'est pas accompagnée de sanctions* », au risque de demeurer un vœu pieux. En outre, le suivi est indispensable à la détermination de mesures correctives, le cas échéant (Lucas, 2017a). Or, les suivis ne sont parfois jamais réalisés et, lorsqu'ils le sont, manquent de rigueur et ne sont souvent pas valorisés (Padilla *et al.*, 2020). Il existe cependant une différence entre les grands projets

¹⁰⁶ Les quatre projets expérimentaux sont : le SNC de Cossure (CDC Biodiversité) ; l'opération « Combe Madame » (EDF) ; le projet de sous-bassin versant de la vallée de l'Aff, devenu ensuite le projet de Bas Forges (Dervenn) ; le projet « Yvelines-Seine Aval », remplacé ensuite par le projet de la mare à Palfour (Département des Yvelines / GIP SYE) (Cantuarias-Villessuzanne, 2018; Latune & Aubry, 2021).

d'infrastructures, pour lesquels les mesures de suivi sont proposées, prescrites et contrôlées via généralement la mise en place d'un comité de suivi, et les projets de moindre envergure (Dauguet, 2020). Dans le deuxième cas, les suivis seraient peu réalisés par les aménageurs une fois l'autorisation obtenue (Dauguet, 2020).

La loi Biodiversité encadre cependant peu l'obligation de suivi des mesures compensatoires. Les modalités de suivi des mesures ERC (et non uniquement de la compensation) doivent être précisées dans la décision de l'autorité compétente autorisant le projet¹⁰⁷. Le maître d'ouvrage doit fournir des bilans de suivi aux services compétents de l'État¹⁰⁸, lesquels doivent porter à la fois sur la réalisation des mesures ERC et leurs résultats. Par ailleurs, l'Office français de la biodiversité (OFB) compte parmi ses missions l'appui à la mise en œuvre de la séquence ERC et au « *suivi des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité* »¹⁰⁹.

La question de l'harmonisation des méthodes de suivi est également soulevée et une telle harmonisation recommandée (Alidor, 2017; Longeot & Dantec, 2017). Par ailleurs, il n'existe pas, à ce jour, d'évaluation globale de l'efficacité de la compensation écologique sur le territoire français (Dauguet, 2020).

III.3.2 Les pouvoirs et prérogatives de l'autorité administrative

L'autorité administrative dispose de certains pouvoirs et prérogatives dans le cadre des mesures compensatoires, conférés par la loi Biodiversité de 2016. Elle peut notamment imposer au maître d'ouvrage qu'il constitue des garanties financières destinées à assurer la réalisation des mesures¹¹⁰. Cela permet de renforcer les garanties de mise en œuvre des mesures compensatoires (Dubreuil, 2017). Steichen (2019) regrette cependant le caractère facultatif de ces garanties.

En outre, si le maître d'ouvrage ne met pas en œuvre les mesures compensatoires dans les conditions imposées, l'autorité administrative, à la suite d'une mise en demeure restée sans effet, « *fait procéder d'office, en lieu et place de cette personne et aux frais de celle-ci, à l'exécution des mesures prescrites* »¹¹¹. Ce pouvoir n'est pas nouveau mais il n'était jamais utilisé (Lucas, 2017a). Or, s'il s'agissait antérieurement d'un pouvoir discrétionnaire de l'autorité compétente, l'utilisation du présent de l'indicatif implique le passage à une compétence liée, tant pour la mise en demeure que pour le fait de faire procéder d'office à l'exécution des mesures (Lucas, 2017a). Marthe Lucas note qu'il s'agit d'assurer l'application effective des sanctions par les services administratifs « *dont la responsabilité pourra être facilement engagée pour faute en cas de manquement à ces obligations* » (Lucas, 2017a).

¹⁰⁷ C. env., art. L.122-1-1.

¹⁰⁸ C. env., art. R.122-13.

¹⁰⁹ C. env., art. L.131-9 I 4° c). Il est intéressant de noter que la rédaction actuelle de l'article L.131-9 du C. env. confère à l'OFB une mission d'« *appui* » en lien avec la séquence ERC et le suivi des mesures compensatoires, alors que la rédaction antérieure à la loi n° 2019-773 du 24 juillet 2019 (portant création de l'OFB) disposait que l'Agence française pour la biodiversité (AFB) assurait la mission de « *suivi des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité* », s'agissant là d'une de ses prérogatives (et non d'un simple appui). Le rapport du Sénat notait à cet égard que « *l'article L.131-9 du code de l'environnement prévoit désormais que le suivi des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité fait partie des prérogatives de l'agence. Il conviendra donc d'harmoniser les procédures de suivi existantes relevant des services déconcentrés de l'État avec la nouvelle prérogative de l'AFB* » (Longeot & Dantec, 2017).

¹¹⁰ C. env., art. L.163-4, al. 4 et 5.

¹¹¹ C. env., art. L.163-4, al. 2.

Enfin, l'autorité administrative doit ordonner des prescriptions complémentaires « *lorsqu'elle constate que les mesures de compensation des atteintes à la biodiversité sont inopérantes pour respecter l'équivalence écologique selon les termes et modalités qui ont été fixés par voie réglementaire* »¹¹². Il s'agit là d'un moyen pour le maître d'ouvrage de satisfaire à son obligation de résultats (Lucas, 2017a). Un tel constat implique le fait pour les services de l'État de contrôler les mesures compensatoires sur le terrain, qui peut se heurter à un manque de ressources au sein des autorités compétentes (Dauguet, 2020).

III.3.3 Le manque de moyens des services de l'État

L'un des rôles de l'autorité compétente est de contrôler la mise en œuvre des mesures compensatoires sur le terrain, afin de s'assurer du respect des prescriptions réglementaires contenues dans l'arrêté d'autorisation environnementale. Cependant, les agences publiques font face à un manque de ressources tant humaines que financières, qui limite leur capacité de contrôle et de suivi (Calvet & Salles, 2019; Dauguet, 2020; Gelot & Bigard, 2021; Padilla *et al.*, 2020; Petitimberty, 2018; Quétier, Regnery, *et al.*, 2014).

Les pertes d'emploi dans l'administration environnementale n'ont pas été compensées (Levrel, 2022). Levrel (2022) note ainsi que « *la police de l'eau a connu une baisse de ses effectifs de 24 % depuis 2010, conduisant mécaniquement à une diminution de 73 % des contrôles sur la même période. On retrouve les mêmes tendances dans la gestion des espaces protégés (Natura 2000 ou parcs naturels), celle des forêts (Office national des forêts), etc.* ». Ainsi, malgré les pouvoirs dévolus à certains services de l'État, les faibles moyens à disposition des services de police de l'environnement conduisent à ce que le suivi (lorsqu'il est réalisé) soit effectué en chambre, c'est-à-dire sur la base des documents transmis par le maître d'ouvrage (Dauguet, 2020). Dauguet (2020) cite, à cet égard, les auteurs du projet de recherche COMPILSA, lesquels écrivent : « *Encore une fois, les textes sont votés, puis prennent effet par décret, mais sans considération ni des coûts organisationnels engendrés, ni des moyens insuffisants pour les mettre en œuvre* » (Guillet *et al.*, 2017).

Par ailleurs, la tâche de saisie des données dans l'outil de géolocalisation des mesures compensatoires (voir ci-dessous) incombe aux services instructeurs. Or, cela représente une charge de travail supplémentaire, mais sans personnel additionnel, alors même que le nombre de demandes d'autorisation augmente également (Gelot & Bigard, 2021).

III.3.4 La géolocalisation des mesures compensatoires : l'outil GéoMCE

En application de l'article L.163-5 du C. env., créé par la loi Biodiversité, les mesures compensatoires sont à présent géolocalisées dans un système national d'information géographique accessible au public : GéoMCE¹¹³. Les maîtres d'ouvrage doivent fournir aux services de l'État lesdites données. Cet élément est important car l'absence d'inventaire des sites utilisés pour la compensation a conduit par le passé à ce que des sites ayant déjà été utilisés pour mettre en œuvre des mesures compensatoires le soient à nouveau (Loupsans, 2017). GéoMCE devrait permettre de répondre à une critique récurrente en conduisant à un premier état des lieux de la mise en œuvre

¹¹² C. env., art. L.163-4, al. 3.

¹¹³ <https://www.geoportail.gouv.fr/donnees/mesures-compensatoires-des-atteintes-a-la-biodiversite>

des mesures compensatoires, afin d'apprendre et de capitaliser sur les succès et les échecs (Levrel & Couvet, 2016).

Avant la création de GéoMCE, des bases de données régionales avaient été développées, notamment : ERMAN (Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement –DREAL– Provence-Alpes-Côte d'Azur) ; registre de compensation environnementale de l'ex-DREAL Languedoc Roussillon ; base de données administrée par le Conservatoire des espaces naturels (CEN) du Languedoc Roussillon ; registre de la compensation environnementale de la DREAL Normandie ; ERACLES (ancienne région Rhône-Alpes) (Busson & Douai, 2021). La base de données ERMAN a notamment servi au développement de GéoMCE (Doussan, 2021).

Il appartient aux services instructeurs d'autorisations environnementales d'alimenter la base de données GéoMCE. Le renseignement de la base de données est obligatoire pour les mesures compensatoires à la biodiversité (lorsqu'elles ont été prescrites), et volontaire pour les autres mesures (éviter, réduire, accompagner, et mesures compensatoires ne concernant pas la biodiversité) (Busson & Douai, 2021).

GéoMCE doit permettre de répondre à divers objectifs : (i) assurer le suivi et le contrôle des mesures ERC par les services instructeurs et de contrôle (grâce à un module dédié), (ii) établir la cartographie des mesures compensatoires des atteintes à la biodiversité et (iii) rendre compte à la Commission européenne de la bonne mise en œuvre des directives « Oiseaux » et « Habitats » (Busson & Douai, 2021; Doussan, 2021).

Début 2019, GéoMCE comprenait 6 380 mesures ERC (et d'accompagnement) (Doussan, 2021). À mars 2020, les données comptaient 9 413 mesures ERC, 2 588 projets d'aménagement et 2 782 procédures réglementaires d'autorisation des projets (Gelot & Bigard, 2021). À octobre 2021, cette base de données comptait 4 300 projets et 5 176 mesures compensatoires (Doussan, 2021). L'analyse des données contenues dans GéoMCE réalisée dans le cadre du projet de recherche CompAg¹¹⁴ montre un biais, les données renseignées résultant majoritairement de projets soumis à dérogation à l'interdiction d'atteinte aux espèces protégées ou soumis à la loi sur l'eau, avec une sous-représentation d'autres approches (p. ex. projets ICPE, droit de l'urbanisme, DUP, étude d'impact sans compensation) (Busson & Douai, 2021; Doussan, 2021). L'alimentation de la base de données est également hétérogène, avec une sous-représentation de certains territoires (Busson & Douai, 2021; Doussan, 2021).

Par ailleurs, GéoMCE n'est pas une base de données exhaustive à ce jour : le nombre de projets autorisés incluant des mesures ERC est plus important que le nombre de projets pour lesquels des données sont effectivement saisies dans l'outil (Gelot & Bigard, 2021). Gelot & Bigard (2021) relèvent que 38 % des mesures compensatoires correspondent à de la création d'habitats, 32 % à des mesures de restauration et 20 % à des changements de pratiques agricoles ; 10 % des mesures n'entrent pas dans l'une de ces trois catégories.

¹¹⁴ Le projet de recherche CompAg « Compensation écologique et agriculture » (2018-2021), financé par l'Agence nationale de recherche (2018/2021) et coordonné par Isabelle Doussan, visait à proposer une articulation entre la compensation écologique et la transition agroécologique (Doussan, 2021).

III.4 La sécurisation et la pérennisation des sites compensatoires

La question de la sécurisation foncière est centrale, car sans foncier, pas de mise en œuvre des mesures compensatoires. L'accès au foncier a pu être qualifiée de « *verrou opérationnel* » pour la mise en œuvre de ces mesures (Berté, 2020) et est l'une des raisons mises en avant pour expliquer les défaillances de la séquence ERC, et de la compensation en particulier (Barral & Guillet, 2022; Calvet & Salles, 2019; Quétier, Regnery, *et al.*, 2014). Les transactions peuvent ainsi prendre plusieurs années (Barral & Guillet, 2022) et doivent donc être anticipées (Berté, 2020).

La sélection des sites de compensation doit permettre au maître d'ouvrage de répondre à son obligation de compensation et doit, de ce fait, lui permettre de répondre aux exigences légales (équivalence écologique, additionnalité, proximité). Ainsi, « *la sélection du terrain repose sur le croisement de critères écologiques, géographiques et juridiques* » (Lucas, 2017a). Berté (2020) met en avant un possible relâchement de la contrainte d'équivalence écologique, compte tenu du rôle joué par les opportunités foncières dans le choix des sites de compensation. La localisation des sites de compensation ne résulte ainsi pas uniquement de la prise en compte de critères écologiques (Berté, 2020; Ollivier *et al.*, 2020).

Comme nous l'avons déjà indiqué, les mesures compensatoires doivent, conformément aux textes applicables, être effectives « *pendant toute la durée des impacts* ». La compensation doit donc être pérenne. Or, la réglementation n'impose pas les moyens d'atteindre une telle pérennité. Comme le notent Barral & Guillet (2022), « *le droit de l'environnement français institue un cadrage temporel pérenne, mais n'impose pas le moyen de le réaliser* », la mise en œuvre des mesures reposant en pratique sur une diversité de montages juridiques. Par ailleurs, nombreuses sont les autorisations environnementales à être délivrées sur la base de promesses de mesures compensatoires, sans que les parcelles sur lesquelles elles seront mises en œuvre soient nécessairement identifiées et sécurisées au moment de la délivrance de l'autorisation (Weissgerber *et al.*, 2019b). Des juridictions administratives ont pu juger, pour annuler un arrêté d'autorisation, que les terrains devaient être identifiées et qu'il était nécessaire de s'assurer de la faisabilité l'opération sur lesdits terrains (Lucas, 2018)¹¹⁵.

La durée pendant laquelle le maître d'ouvrage réussit à sécuriser les sites compensatoires varie grandement, en fonction notamment du type d'outil juridique mis en place : cette durée peut aller ainsi de quelques années à 99 ans (Barral & Guillet, 2022). L'envergure des projets peut aussi impacter la sécurisation des sites : les projets de grande ampleur vont généralement chercher à faire preuve d'exemplarité, alors que les projets de moindre ampleur anticipent moins, avec pour conséquence des durées plus modestes (Barral & Guillet, 2022).

Par ailleurs, l'obtention de gains écologiques équivalents aux pertes nécessiterait que les mesures compensatoires soient mises en œuvre sur des sites dégradés, c'est-à-dire du même niveau de dégradation que l'écosystème impacté après l'aménagement (Weissgerber *et al.*, 2019b). Or, sur la base d'une analyse spatiale des données disponibles sur GéoMCE, Gelot & Bigard (2021) montrent que seulement 8 % des compensations écologiques sont mises en œuvre sur de tels sites.

¹¹⁵ Lucas (2018) mentionne notamment en ce sens : CAA Lyon, 2 fév. 2010, req. n° 08LY01466, inédit au recueil Lebon ; TA Grenoble, 23 mars 2006, *Fédération des clubs alpins français*, req. n° 0301604. Pour une décision *a contrario* : CAA Nantes, 14 nov. 2016, req. n° 15NT02883 (considérant 14), inédit au recueil Lebon.

Après avoir évoqué la compensation écologique dans sa relation avec le monde agricole, de nombreuses mesures compensatoires étant mises en œuvre sur des terres agricoles (III.4.1), nous présentons, sans recherche d'exhaustivité, différents outils juridiques à la disposition des maîtres d'ouvrage pour sécuriser foncièrement les sites sur lesquels les mesures compensatoires seront mises en œuvre (III.4.2). La question de la pérennité des sites sera évoquée en lien avec ces outils et leur durée.

III.4.1 La compensation écologique face au monde agricole

Depuis les années 2000, les espaces naturels, agricoles et forestiers diminuent de 40 000 à 90 000 hectares par an en moyenne (Etrillard, 2016; ONCEA, 2014)¹¹⁶. Près de 60 % du territoire français est utilisé par l'agriculture, ce qui fait du monde agricole un acteur clé de la compensation écologique (Doussan, 2021; Roussel *et al.*, 2019). La sélection des terrains est un préalable à la maîtrise foncière. Le domaine public est cependant faible en France. En effet, 75 % de la forêt et 95 % du foncier agricole sont privés (IGN, 2019; Terre de Liens, 2023).

Or, la compensation peut être vue comme une double peine pour les parties prenantes que sont les agriculteurs, puisque cette compensation est souvent réalisée sur des terres agricoles dans un contexte préexistant de consommation et donc de perte de terres agricoles (Doussan, 2021). Cela peut générer des conflits importants et une résistance locale (Calvet *et al.*, 2019; Le Coent *et al.*, 2018). Certains parlent même d'une triple peine, ajoutant la pression sur les prix du foncier agricole résultant des deux dynamiques précitées (Levrel & Couvet, 2016; Roussel *et al.*, 2019). Toutefois, selon une étude récente portant sur l'impact de la compensation écologique sur le prix du foncier agricole en France entre 2010 et 2016, cet impact serait statistiquement non significatif, selon les données disponibles (Delille & Chakir, 2022). Les auteurs de cette étude formulent cependant deux hypothèses pouvant expliquer ce résultat : (i) la simultanéité entre le prix des terres agricoles et la présence de compensation (la compensation aurait lieu dans des zones où le prix des terres agricoles est déjà haut) et (ii) le manque de données plus précises et exhaustives sur la compensation et le prix des terres agricoles (Delille & Chakir, 2022).

Selon le rapport de la commission d'enquête du Sénat, une application plus rigoureuse de la séquence ERC, et en particulier des phases d'évitement et de réduction, permettrait de limiter l'étape de compensation, et donc la consommation de foncier et notamment de terres agricoles (Longeot & Dantec, 2017). Une telle limitation permettrait également une meilleure acceptabilité du projet (Longeot & Dantec, 2017). Pour Pech & Etrillard (2016), il serait préférable de réaliser les mesures compensatoires sur des terres peu rentables d'un point de vue agronomique, mais possédant une valeur écologique intéressante à développer. Cette approche est également plébiscitée par le rapport du Sénat (Longeot & Dantec, 2017). Un outil qui pourrait permettre de mieux cibler les sites de localisation des mesures compensatoires est l'inventaire national des sites potentiels de compensation en cours (Vicard *et al.*, 2018), en application de l'article 70 de la loi Biodiversité qui a confié à l'AFB (dont les missions ont été reprises par l'OFB) la réalisation d'un tel inventaire « *afin d'identifier les espaces naturels à fort potentiel de gain écologique appartenant à des personnes*

¹¹⁶ Les données de l'Observatoire national de la consommation des espaces agricoles concernent en réalité les années 2000-2012.

morales de droit public et les parcelles en état d'abandon, susceptibles d'être mobilisés pour mettre en œuvre des mesures de compensation ».

Certains auteurs s'interrogent cependant sur l'opportunité que pourrait représenter la compensation écologique pour les agriculteurs, au travers notamment de la compensation par l'offre (Etrillard, 2016; Pech & Etrillard, 2016) et ainsi de la possibilité pour les agriculteurs d'agir en tant qu'opérateurs de compensation (Roussel *et al.*, 2019). Par ailleurs, un nombre croissant d'agriculteurs s'impliquent dans le processus de mise en œuvre de la compensation par la demande, en signant des conventions avec les aménageurs afin de mettre en œuvre des pratiques permettant d'obtenir des gains écologiques (Calvet *et al.*, 2019).

III.4.2 Les outils juridiques de sécurisation foncière

La mise en œuvre concrète des mesures compensatoires requiert une contractualisation : avec l'opérateur de compensation ou de SNC d'une part¹¹⁷ (si c'est l'une des options retenues par le maître d'ouvrage), mais également pour sécuriser les sites compensatoires d'autre part. Le projet de recherche CompAg, relatif à la mise en œuvre de la compensation sur des terres agricoles, fait apparaître que le recours à différents contrats vise en réalité deux objectifs : d'un côté, la maîtrise foncière du site compensatoire et, de l'autre, la mise en œuvre des mesures (Doussan, 2021).

En termes de pérennité, les outils juridiques ne se valent pas, et les engagements perpétuels sont prohibés en France¹¹⁸. Les contrats doivent donc nécessairement avoir une durée définie, à l'exception de l'acquisition qui constitue un transfert de propriété. Si elle porte sur un terrain agricole, la vente amiable se fait généralement par l'intermédiaire d'une Société d'aménagement foncier et d'établissement rural (SAFER) (Vaissière, Latune, *et al.*, 2020). Si l'acquisition est ainsi l'outil le plus sûr et le plus pérenne, les possibilités sont limitées en raison, comme nous l'avons vu, de problèmes de disponibilité et d'accès au foncier (Vaissière, Latune, *et al.*, 2020). Les autres outils peuvent être conclus pour des durées plus ou moins longues, allant d'une durée courte pour un contrat de prestation de services environnementaux (conventionnement, p. ex. 5 ans) à une durée possible de 99 ans pour l'obligation réelle environnementale (ORE) ou le bail emphytéotique.

Afin d'assurer la pérennité des mesures, l'octroi de droits réels est préférable car ces droits sont attachés au bien immobilier (peu importe un changement de propriétaire), contrairement aux obligations personnelles qui sont attachées à la personne. En effet, les contrats classiques étant généralement attachés à la personne, il n'est pas possible de transmettre les obligations en découlant aux ayant droits successifs ; cela résulte du principe de l'effet relatif des contrats, en vertu duquel seuls les cocontractants (et non les tiers) sont engagés (voir p. ex. Crozes, 2018).

Le Tableau 2 ci-dessous, bien que non exhaustif, présente de manière succincte les principaux outils juridiques (hors acquisition) auxquels peuvent recourir le maître d'ouvrage, l'opérateur de compensation et/ou l'opérateur d'un SNC afin de sécuriser le foncier nécessaire à la mise en œuvre de la compensation écologique. Une contractualisation avec le propriétaire du terrain et, le cas échéant, le locataire ou exploitant du terrain, est requise¹¹⁹.

¹¹⁷ Toutefois, une telle contractualisation n'exonère pas le maître d'ouvrage de sa responsabilité face à la mise en œuvre des mesures compensatoires.

¹¹⁸ Code civil (C. civ.), art. 1210, al.1.

¹¹⁹ C. env., art. L.163-2.

Tableau 2 : Principaux outils juridiques de sécurisation foncière (hors acquisition)

Outil juridique	Principales caractéristiques	Textes juridiques applicables
Bail emphytéotique (emphytéose)	<p>Bail immobilier de longue durée. Le preneur à bail est l'emphytéote.</p> <p>Durée : de 18 à 99 ans. Pas de tacite reconduction.</p> <p>L'emphytéote jouit d'un droit réel sur les biens loués. Il a l'obligation d'améliorer le fonds (selon les conditions du bail). Il paie une redevance annuelle très faible (canon emphytéotique).</p> <p>L'emphytéote est un quasi-proprétaire. Il peut exploiter lui-même le fonds ou le faire exploiter par une tierce personne (location ou sous-location).</p> <p>Résolution judiciaire possible à la demande du bailleur en cas d'inexécution des conditions du contrat par l'emphytéote ou de détériorations graves sur le fonds.</p> <p>Note : si le bien est propriété d'une collectivité territoriale, il s'agira d'un bail emphytéotique administratif.</p> <p><i>Dans le cadre de la compensation, l'emphytéose porte généralement sur des biens immobiliers à usage rural. Le bénéficiaire sera le maître d'ouvrage ou l'opérateur de compensation.</i></p>	<p>C. rur., art. L.451-1 à L.451-13</p> <p>CGCT, art. L.1311-2 et suivants</p>
Bail rural à clauses environnementales (BRE)	<p>Bail à ferme.</p> <p>Durée minimale : 9 ans (pouvant être réduite si le bail est conclu par une SAFER). Renouvelable tacitement.</p> <p>Peut être converti en bail à long terme (durée pouvant varier en fonction du type de bail à long terme, mais ne pouvant être inférieure à 18 ans).</p> <p>Clauses environnementales avec l'accord du bailleur et du preneur. Clauses possibles dans des cas limitativement énumérés (C. rur., art. L.411-27) et pour des pratiques culturelles limitativement énumérées (C. rur., art. R.411-9-11-1)</p> <p>Loyer (fermage) minoré.</p> <p>Le non-respect des clauses environnementales est un motif de résiliation du bail à l'initiative du bailleur.</p> <p><i>Dans le cadre de la compensation, le bailleur pourra être le maître d'ouvrage ou un opérateur de compensation. Le maître d'ouvrage qui aura acquis le terrain pourra le donner à bail, ou le rétrocéder à des organismes (p. ex. CEN) qui deviendront les bailleurs.</i></p>	<p>C. rur., art. L.411-1 et suivants</p> <p>C. rur., art. R.411-1 et suivants</p> <p>C. rur., art. L.416-1 et suivants (bail à long terme)</p>

Outil juridique	Principales caractéristiques	Textes juridiques applicables
Prêt à usage (commodat)	<p>Contrat par lequel l'une des parties livre une chose à l'autre pour s'en servir, à la charge pour le preneur de la rendre après s'en être servi. Le propriétaire du bien est le prêteur.</p> <p>Prêt à titre gratuit.</p> <p>L'emprunteur ne peut se servir de la chose (bien) prêtée qu'à l'usage déterminé par sa nature ou par la convention.</p> <p>Durée librement fixée par les parties.</p> <p><i>Dans le cadre de la compensation, le commodat peut prévoir les actions (cahier des charges) auxquelles s'engage l'emprunteur (qui peut être un agriculteur) pour la mise en œuvre des mesures compensatoires.</i></p>	C. civ., art. 1875 à 1871
Obligation réelle environnementale (ORE)	<p>Durée : jusqu'à 99 ans* (liberté contractuelle). Possibilité d'insérer une clause de renouvellement (Martin, 2021).</p> <p>Contrat à titre onéreux (engagements réciproques).</p> <p>Finalité : le maintien, la conservation, la gestion ou la restauration d'éléments de la biodiversité ou de fonctions écologiques.</p> <p>Obligations de faire ou de ne pas faire.</p> <p>Le propriétaire du bien immobilier fait naître à sa charge des obligations réelles.</p> <p>Cocontractants possibles (bénéficiaires de l'ORE) limitativement énumérés : (i) collectivités publiques, (ii) établissements publics ou (iii) personnes morales de droit privé agissant pour la protection de l'environnement</p> <p>En cas de bail rural consenti sur le fonds, l'accord préalable du preneur à bail est requis (à peine de nullité absolue).</p> <p>Acte authentique, aux fins de publicité foncière : opposabilité aux tiers et aux acquéreurs successifs.</p> <p>Clause de résiliation à prévoir (notamment en cas de non-respect des engagements réciproques).</p> <p><i>Les textes applicables disposent expressément que l'ORE peut être utilisée à des fins de compensation.</i></p> <p>* L'article L.132-3 du C. env. ne mentionne pas la durée. Celle-ci résulte des débats parlementaires et du guide méthodologique sur l'ORE (Cerema & MTES, 2018), compte tenu de l'interdiction des engagements perpétuels (voir également Martin, 2021).</p>	C. env., art. L.132-3

Outil juridique	Principales caractéristiques	Textes juridiques applicables
Conventionnement	<p>Contrat de prestation de services environnementaux.</p> <p>Durée variable (liberté contractuelle). Renouvelable.</p> <p>Cahier des charges spécifiant les mesures à mettre en œuvre (modalités, durée, suivi).</p> <p>Obligations attachées à la personne du cocontractant (droit personnel).</p>	<p>C. civ., art. 1710</p> <p>C. civ., art. 1163 et suivants</p>
Fiducie	<p>Fiducie foncière environnementale (~trust anglo-saxon).</p> <p>Durée : maximum 99 ans.</p> <p>Le <u>constituant</u> (propriétaire) confie à une seconde personne (le <u>fiduciaire</u>) un bien que ce dernier devra gérer « dans un but déterminé » au profit d'une troisième personne (le <u>bénéficiaire</u>), selon des termes et modalités convenus contractuellement. Le constituant comme le fiduciaire peuvent être le bénéficiaire.</p> <p>Liste limitative des acteurs pouvant avoir la qualité de fiduciaire : les établissements de crédit, le Trésor public, la Banque de France, la Poste (dans le domaine bancaire, financier et des assurances), la Caisse des dépôts et consignations, les entreprises d'investissement, les sociétés de gestion de portefeuille et les entreprises d'assurance. À cela s'ajoutent les membres de la profession d'avocat.</p> <p>Le contrat de fiducie doit déterminer l'identité du constituant et du fiduciaire, à peine de nullité. Le bénéficiaire peut être identifié ultérieurement, mais les règles permettant sa désignation doivent être stipulées dans le contrat.</p> <p>Transfert temporaire du droit de propriété (pendant la durée du contrat de fiducie). Le transfert peut être à titre gracieux ou rémunéré.</p> <p>Le fiduciaire doit rendre compte de sa mission, au cours du contrat, tant au constituant qu'au bénéficiaire.</p> <p><i>Dans le cadre de compensation, le fait que l'identité du bénéficiaire puisse être déterminée ultérieurement peut permettre au fiduciaire, opérateur de compensation (rôle de maîtrise d'œuvre), de constituer une réserve foncière en vue de besoins futurs. Le bénéficiaire sera alors l'aménageur auquel incombe des obligations de compensation.</i></p> <p><i>La gestion par le fiduciaire devrait respecter un cahier des charges (Crozes, 2018) précisant les mesures compensatoires et les modalités de leur mise en œuvre.</i></p> <p><i>Au moins un cabinet d'avocats a créé une structure spécialisée dans la fiducie, avec pour objectif exprès la mise en œuvre de la compensation écologique.</i></p>	<p>C. civ., art. 2011 et suivants</p>

Jusqu'à l'adoption de la loi Biodiversité en 2016, les principaux instruments juridiques mis en œuvre pour sécuriser les mesures de compensation étaient l'acquisition foncière par le maître d'ouvrage (le terrain pouvant ensuite, en cas de destination agricole, être donné à bail à un agriculteur avec des clauses environnementales à respecter), le bail emphytéotique au bénéfice du maître d'ouvrage et le conventionnement avec des propriétaires (Martin, 2016; Pech & Etrillard, 2016). Le conventionnement peut notamment prendre la forme d'un contrat de prestation de services, mais un tel contrat n'est généralement pas gage de pérennité, notamment eu égard à l'obligation de compensation s'étalant sur une longue durée ou en cas de transmission du fonds lorsqu'un tel contrat est conclu avec un agriculteur (Etrillard, 2016). L'acquisition foncière et le bail emphytéotique offrent ainsi davantage de pérennité que le conventionnement. Depuis la loi Biodiversité, les outils disponibles pour mettre en œuvre les mesures de compensation se sont étoffés. Ainsi, cette loi a créé l'ORE¹²⁰, dont le législateur a expressément indiqué qu'elle pouvait être utilisée en matière de compensation écologique¹²¹. Cette loi a également créé les SNC, comme il a été vu antérieurement. Par ailleurs, il s'avère que la fiducie (foncière) environnementale peut être utilisée, bien qu'avec certaines limitations, telles que rappelées dans le Tableau 2 ci-dessus.

À défaut de transaction amiable, d'autres instruments utilisés incluent le droit de préemption (droit que possèdent les SAFER pour l'acquisition de terrains agricoles¹²²) et l'expropriation pour cause d'utilité publique (Etrillard, 2016; Pech & Etrillard, 2016). Une partie du domaine privé des collectivités locales pourrait également être cédée ou donnée à bail au maître d'ouvrage (Lucas, 2017a), ce qui ne serait pas possible pour le domaine public qui est inaliénable et imprescriptible¹²³. La contractualisation sur des terrains appartenant au domaine public prend la forme de conventions d'occupation (non assujetties au statut du fermage), tel que c'est le cas pour les terrains du Conservatoire du littoral (Cerema, 2016).

Les différents mécanismes et outils utilisés, parmi notamment ceux listés ci-dessus, pourraient être articulés dans le temps ou dans l'espace pour mettre en œuvre les mesures compensatoires, rien ne s'y opposant (Lucas, 2017a). À titre d'exemple, l'acquisition du terrain ne saurait suffire, car elle n'a pas pour objet de régler les relations entre le propriétaire et l'exploitant agricole (s'il s'agit d'un terrain agricole). Un deuxième contrat est alors nécessaire, qui peut prendre des formes distinctes en fonction des circonstances (BRE, bail emphytéotique, etc.) mais qui devra permettre d'organiser contractuellement les modalités, la durée et le suivi des mesures à mettre en œuvre. Par ailleurs, comme le note Krajewski (2017) concernant l'ORE, « *même acceptée [par le preneur à bail rural], l'obligation ne s'impose pas au preneur, seul le propriétaire en reste tenu* ». Cela implique nécessairement

¹²⁰ L'ORE est consacrée « *vingt-deux ans après l'évocation du principe, dix-neuf ans après la recommandation d'un tel outil en droit français et huit ans après la formulation d'une proposition de texte* » (Martin, 2021).

¹²¹ C. env., art. L.132-3.

¹²² Code rural et de la pêche maritime (C. rur.), art. L.141-1 et suivants. Les SAFER peuvent notamment « *acquérir, dans le but de les rétrocéder, des biens ruraux, des terres, des exploitations agricoles ou forestières* », mais également « *se livrer ou prêter leur concours, en vertu d'un mandat écrit, à des opérations immobilières portant sur les biens d'autrui et relatives au louage* » (C. rur., art. L.141-1). Elles peuvent céder les biens acquis, sous réserve pour les candidats de répondre à certains critères, (i) à des personnes (physiques ou morales) qui les exploiteront ou (ii) à des personnes qui s'engagent à les louer (notamment par bail rural) à des preneurs (C. rur., art. R.142-1).

¹²³ Code général de la propriété des personnes publiques, art. L.3111-1. L'article L.3111-2 du même Code dispose toutefois que le domaine public maritime et le domaine public fluvial sont inaliénables « *sous réserve des droits et des concessions régulièrement accordés* ».

une articulation avec le bail rural, lequel, pour que les obligations pesant sur le propriétaire bailleur en vertu de la convention ORE soient effectives, devrait inclure des clauses environnementales s'imposant au preneur à bail ; les obligations de l'ORE devraient alors correspondre aux pratiques limitativement énumérées pouvant être incluses dans un BRE (Krajeski, 2017; Martin, 2021). Si l'inclusion de telles clauses dans le bail n'est pas possible, il est alternativement possible de conclure un contrat de prestation de services environnementaux en contrepartie d'une rémunération (Martin, 2021).

Comme nous l'avons déjà noté, la durée des contrats varie en fonction de l'outil juridique auquel le maître d'ouvrage a recours. Lorsqu'il s'agit de conventionnement (prestation de services) avec les agriculteurs, la durée est généralement courte (p. ex. cinq ans) (Calvet *et al.*, 2019; Combe *et al.*, 2021; Doussan, 2021), les contrats de longue durée étant généralement mal acceptés par ces derniers (Vaissière *et al.*, 2018). Cette durée courte peut également être une manière pour les cocontractants de tester les pratiques (Hoepffner, 2017). Cela nécessite de prévoir une clause de renouvellement pour couvrir la durée requise pour la compensation dans l'autorisation environnementale (Calvet *et al.*, 2019).

Une mauvaise conception des conventionnements, en particulier avec les agriculteurs, comporte des risques importants, notamment pour le respect du principe d'additionnalité (Calvet *et al.*, 2019; Roussel *et al.*, 2019; Vaissière, Quétier, *et al.*, 2020). Dans le cas du contournement ferroviaire de Nîmes et de Montpellier, il s'est ainsi avéré que 58 % des agriculteurs impliqués n'avaient pas apporté de changements significatifs à leurs pratiques et 78 % avaient mis à disposition des parcelles sur lesquelles ils appliquaient déjà les pratiques agricoles requises pour la mise en œuvre des mesures compensatoires (Calvet *et al.*, 2019). Or, pour qu'il y ait additionnalité, les agriculteurs doivent mettre en œuvre des pratiques qu'ils n'auraient pas adoptées en l'absence de leur participation à la compensation (Wunder *et al.*, 2008). L'état initial du site compensatoire doit donc être réalisé de manière rigoureuse, afin de s'assurer de réels gains écologiques (Calvet *et al.*, 2019). Un autre risque mentionné dans la littérature est le fait pour certains agriculteurs d'intensifier ou de procéder à un retournement de prairie sur une autre parcelle afin de pallier la perte d'exploitation générée par la mise en œuvre des mesures compensatoires (Combe *et al.*, 2021). De telles pratiques pouvant réduire significativement les gains écologiques, le contrat pourrait prévoir leur interdiction (Combe *et al.*, 2021).

Par ailleurs, concernant l'ORE, il existe un débat sur le fait de savoir si les maîtres d'ouvrage aménageurs, débiteurs d'obligations de compensation, pourraient conclure directement une ORE compte tenu de la liste limitative des cocontractants (bénéficiaires de l'ORE) possibles (Doussan *et al.*, 2018; Martin, 2017; Reboul-Maupin & Grimonprez, 2016). Selon la doctrine majoritaire, l'aménageur, à l'origine de la destruction de l'environnement, ne saurait être considéré comme « *agissant pour la protection de l'environnement* » et ne peut donc être bénéficiaire direct d'une ORE (Martin, 2021; Reboul-Maupin & Grimonprez, 2016). Certains auteurs s'interrogent également sur le devenir des actions de compensation si l'entité bénéficiaire de l'ORE venait à disparaître à la suite de difficultés (Reboul-Maupin & Grimonprez, 2016).

Enfin, il nous semble important de noter que la pérennité des mesures implique également la pérennité financière des acteurs chargés de mettre en œuvre la compensation (opérateurs de compensation, exploitants agricoles, etc.). Ainsi, à titre d'exemple, les structures associatives que

sont les CEN, qui ne sont pas à l'abri de problèmes financiers voire même de faillites (liquidation judiciaire), ont créé un outil afin de garantir l'inaliénabilité des terrains dont ils sont propriétaires : un fonds de dotation national auquel les terrains sont versés (Mounier *et al.*, 2018), et qui est destiné à être transformé en fondation reconnue d'utilité publique (CEN Pays de la Loire, 2023).

Ce qu'il faut retenir de la section III « La mise en œuvre de la compensation écologique : une déclinaison territoriale à la fois écologique et sociale »

La mise en œuvre de la compensation écologique correspond à une déclinaison territoriale du mécanisme, à la fois écologique et sociale. L'étape amont consiste pour le maître d'ouvrage à dimensionner ses besoins de compensation, en recourant à des méthodes d'évaluation des pertes et des gains devant permettre d'atteindre l'équivalence écologique (théorique à ce stade). Il existe toutefois un nombre important de méthodes pouvant être utilisées, aucune n'étant imposée par la réglementation et/ou validée par l'État. Le maître d'ouvrage est ainsi libre de choisir sa méthode d'évaluation (qui doit être opérationnelle), à condition de la justifier et de l'explicitier dans le dossier de demande d'autorisation. La méthode devra toutefois être validée par le service instructeur, ce qui advient à la suite de négociations et de compromis entre le maître d'ouvrage et les services de l'État.

Quant à la mise en œuvre proprement dite des mesures, le maître d'ouvrage a le choix entre les réaliser lui-même, en confier la réalisation à un opérateur de compensation et/ou acquérir des unités de compensation dans un SNC. Le mécanisme de SNC (compensation par l'offre, soumis à l'obtention d'un agrément) a été généralisé par la loi Biodiversité. S'il permet de mutualiser les mesures compensatoires et de les mettre en œuvre de manière anticipée (prenant par là-même en compte les pertes intermédiaires), certains auteurs pointent de possibles effets pervers, tels que : le risque que les mesures compensatoires soient calquées sur les unités de compensation, ou encore le risque de conflit d'intérêts en cas de liens, en particulier capitalistiques, entre les différents acteurs impliqués (aménageurs, bureaux d'études, opérateurs de compensation). Se pose également la question du devenir des SNC, notamment si le maître d'ouvrage est tenu à une durée de compensation plus longue que celle des actifs de compensation acquis, ou encore en cas de retrait de l'agrément du SNC. Les SNC pourraient être remplacés par des sites naturels de restauration et de renaturation, selon le projet de loi Industrie verte.

En outre, le respect de l'obligation de résultats, et donc de l'équivalence entre les pertes et les gains de biodiversité telle qu'arrêtée théoriquement à travers la méthode de dimensionnement retenue, ne pourra être déterminé qu'après suivi et contrôle des mesures compensatoires. Seul un tel suivi pourra permettre la mise en œuvre de mesures correctives et/ou de sanctions, le cas échéant. L'obligation de suivi est peu encadrée dans la loi Biodiversité, les modalités étant précisées dans l'autorisation environnementale. L'autorité administrative compétente dispose toutefois de certains pouvoirs et prérogatives (p. ex. exiger des garanties financières, faire procéder d'office à l'exécution des mesures en cas de carence du maître d'ouvrage, imposer des prescriptions complémentaires) afin de s'assurer de la mise en œuvre effective et efficace des mesures de compensation. Cette capacité de suivi par les services de l'État est, en pratique, limitée en raison d'un manque de ressources tant humaines que financières au sein des services compétents. Par ailleurs, les données relatives aux mesures compensatoires sont à présent renseignées (sur la base des données transmises par les maîtres d'ouvrage) et géolocalisées dans l'outil GéoMCE, accessible au public. La tâche de saisie, qui incombe aux services de l'État, s'ajoute à la charge de travail existante et pâtit également du manque de ressources précité. L'alimentation de la base de données est hétérogène (en termes de catégories d'autorisations

environnementales et de territoires représentés). De plus, une évaluation globale de l'efficacité de la compensation en France, inexistante à ce jour, est nécessaire.

Enfin, il ne peut y avoir de compensation effective et efficace sans sécurisation des sites compensatoires. La difficulté d'accès au foncier est notamment mise en avant pour expliquer les défaillances de la compensation. Ainsi, si le choix des sites de compensation repose sur des critères écologiques (afin de répondre aux exigences juridiques), les opportunités foncières jouent également un rôle important. Par ailleurs, la compensation doit être pérenne, mais la réglementation n'impose pas les moyens d'atteindre cette pérennité. À cet égard, il existe un lien important entre compensation et monde agricole, les mesures compensatoires requérant souvent d'être mises en œuvre sur des terres agricoles, lesquelles représentent 60 % du territoire français. Divers outils juridiques peuvent ainsi être utilisés pour mettre en œuvre la compensation (certains propres à la contractualisation avec des propriétaires et/ou exploitants agricoles, tels que le BRE), mais tous ne confèrent pas le même degré de pérennité. La durée de sécurisation des sites, en dehors de l'acquisition qui constitue un transfert de propriété, peut ainsi aller de quelques années (p. ex. conventionnement pour 5 ans) à 99 ans (ORE et bail emphytéotique). Ces différents outils juridiques peuvent être articulés dans le temps ou dans l'espace. La pérennité de la compensation implique également la pérennité financière des acteurs chargés de la mettre en œuvre.

IV. Quand la compensation écologique donne lieu à des conflits territoriaux : le recours contentieux et la voix des juges

En France, la contestation des grands projets d'infrastructures n'a rien de nouveau puisqu'elle débute dès les années 1970, au nom, entre autres, de la qualité de la vie et de l'écologie, mais également du respect des caractéristiques territoriales (Guibert, 2013). Les protestations se multiplient par la suite avec, depuis les années 2000, des oppositions fortes à l'installation ou l'extension des grands projets d'infrastructures (Guibert, 2013; Sébastien *et al.*, 2019), parfois appelés grands projets inutiles et imposés (Sébastien *et al.*, 2019). Les actions entreprises peuvent être classées en quatre catégories : (i) les actions politiques (p. ex. pétitions, lettres aux parlementaires), (ii) les actions juridiques (recours contentieux), (iii) les actions artistiques (p. ex. peintures) et (iv) les actions médiatiques (p. ex. marches, désobéissance civile) (Sébastien *et al.*, 2019). Nous nous concentrons ici sur les actions juridiques, et plus particulièrement sur les contentieux administratifs pouvant viser les autorisations autorisant les projets.

Tout d'abord, il convient de noter que le non-respect des prescriptions d'un arrêté d'autorisation, et notamment des mesures ERC, peut entraîner des sanctions administratives. En effet, dans un tel cas, l'autorité compétente peut saisir le préfet du département afin qu'il fasse usage de ses pouvoirs d'imposer des sanctions administratives au maître d'ouvrage¹²⁴. Toutefois, le manque de moyens dans les services de l'État limite la réalisation effective des suivis, de même que les contrôles sur site et les éventuelles constatations d'une infraction à la législation (Dauguet, 2020). Le faible recours aux sanctions administratives s'expliquerait également par le fait que le service instructeur

¹²⁴ C. env., art. L.122-3-1. Les sanctions administratives possibles sont énumérées à l'article L.171-8 du C. env.

privilégie le dialogue au conflit, en choisissant d'accompagner le maître d'ouvrage (Dauguet, 2020; Guillet *et al.*, 2017).

Par ailleurs, Levrel (2022) met en avant le fait que, en matière de protection de la biodiversité, la loi est peu appliquée, car il y a peu de risques à ne pas la respecter. À l'appui de son argument, il fait notamment référence à une étude du juriste Louis de Redon, portant sur la période 2014-2016, qui relève que les affaires environnementales classées sans suite représentent 7,9 % des infractions à l'environnement, et les abandons de poursuites en cours de procédure 27,7 % (De Redon, 2019). Lorsqu'une sanction pénale est prévue, elle demeure très peu appliquée faute de poursuites. Dans son rapport intitulé « Le traitement pénal du contentieux de l'environnement » présenté en décembre 2022, le groupe de travail relatif au droit pénal de l'environnement présidé par François Molins, procureur général près la Cour de cassation, note que « *le contentieux de l'environnement ne constitue qu'une très faible part de l'activité des juridictions pénales, oscillant actuellement entre 0,5 % et 1 % des affaires traitées, un chiffre en baisse continue ces dernières années* » (GT DPE, 2022), alors même que 85 % des affaires poursuivables en matière environnementale sont élucidés, « *un atout en faveur d'une réponse pénale dissuasive* » (GT DPE, 2022). Toutefois, le taux de réponse pénale est seulement de 47 % en matière environnementale (en raison des taux de classements sans suite et d'abandon des poursuites), laquelle prend la forme de mesures alternatives aux poursuites (rappel à la loi, régularisation de la situation, réparation du dommage, médiation, composition pénale, transaction pénale) dans 75 % des cas (GT DPE, 2022).

Nous souhaitons cependant mettre l'accent sur le contentieux administratif que peuvent engendrer les oppositions à des projets d'aménagement. Si les sanctions administratives et pénales qui peuvent résulter du non-respect d'un arrêté d'autorisation ont pour postulat de départ que les prescriptions de l'arrêté préfectoral sont acceptables, le contentieux administratif vise l'arrêté lui-même, ce dernier pouvant être considéré par des tiers comme irrégulier. Ainsi, comme indiqué dans les lignes directrices nationales ERC, « *un état initial insatisfaisant est de nature à qualifier l'ensemble du dossier de demande d'insuffisant* » (CGDD, 2013). Cela peut donner lieu à un contentieux, à travers un recours contre la décision d'autorisation fondé sur l'insuffisance de l'étude d'impact. La compensation écologique fait l'objet d'un contentieux de plus en plus abondant, étant « *utilisée par les requérants pour démontrer l'existence d'atteintes disproportionnées à la biodiversité* » (Lucas, 2018). De fait, si la publication d'un arrêté préfectoral d'autorisation environnementale donne droit au maître d'ouvrage de débiter les travaux, cela ne met pas fin à toute procédure puisqu'un contentieux est possible (Dauguet, 2020), comme nous le décrivons dans la présente section.

Comprendre le contentieux administratif implique tout d'abord de se familiariser avec l'organisation juridictionnelle et les voies de recours devant le juge administratif (IV.1), puis d'examiner le contrôle exercé par le juge administratif et les pouvoirs qui lui sont dévolus et dont il peut faire usage en matière de compensation écologique (IV.2).

IV.1 L'organisation juridictionnelle et les voies de recours devant le juge administratif

Nous ne pouvons pas présenter les voies de recours contentieux administratifs (IV.1.2) sans, dans un premier temps, présenter l'organisation juridictionnelle telle qu'elle existe en France (IV.1.1).

IV.1.1 L'organisation juridictionnelle française

L'organisation juridictionnelle en France est divisée en deux ordres de juridiction : l'ordre judiciaire et l'ordre administratif, indépendant l'un de l'autre. Si l'ordre judiciaire est chargé de régler les conflits entre les personnes privées¹²⁵ ou entre les personnes privées et l'État (en matière civile – y compris commerciale et sociale – et en matière pénale), l'ordre administratif est chargé de régler les conflits entre les citoyens et l'administration (notamment État, collectivités territoriales et établissements publics) ou entre deux personnes morales de droit public. Cette dualité se fonde sur la loi des 16 et 24 août 1790 sur l'organisation judiciaire¹²⁶ et du décret du 16 fructidor an III¹²⁷. À cela s'ajoute le Conseil constitutionnel, qui veille au respect de la Constitution et qui peut avoir à trancher des questions prioritaires de constitutionnalité (QPC)¹²⁸. Il existe également un Tribunal des conflits (T. confl.), chargé de résoudre les conflits de compétences entre les juridictions de l'ordre administratif et celles de l'ordre judiciaire¹²⁹. La Figure 4 ci-dessous présente cette organisation juridictionnelle nationale.

¹²⁵ Voir notamment T. confl., 15 février 1999, *GAEC des Trémières*, pourvoi n° 03108, publié au recueil Lebon. Il existe toutefois des exceptions. Le juge administratif connaît ainsi de tous les litiges en matière de contentieux des travaux publics, quand bien même ces litiges ne produiraient d'effet qu'entre particuliers : T. confl., 25 mai 1998, *SARL Benetière*, n° 03017 : « le litige né de l'exécution d'une opération de travaux publics et opposant des participants à l'exécution de ces travaux relève de la compétence de la juridiction administrative, sauf si les parties en cause sont liées entre elles par un contrat de droit privé, sans qu'il y ait lieu de rechercher si elles sont liées au maître de l'ouvrage par un contrat administratif ».

Voir également T. Confl., 8 février 2021, *Sté Fayat Bâtiment*, n° 4203, mentionné dans les tables du recueil Lebon.

¹²⁶ Loi des 16-24 août 1790 sur l'organisation judiciaire, art. 13 : « Les fonctions judiciaires sont distinctes et demeureront toujours séparées des fonctions administratives. Les juges ne pourront à peine de forfaiture, troubler, de quelque manière que ce soit, les opérations des corps administratifs, ni citer devant eux les administrateurs pour raison de leurs fonctions ».

¹²⁷ Décret du 2 septembre 1795 (16 fructidor an III) qui défend aux tribunaux de connaître des actes d'administration, et annule toutes procédures et jugements intervenus à cet égard.

¹²⁸ La QPC a été introduite dans le système juridique français par la loi constitutionnelle n° 2008-724 du 23 juillet 2008 de modernisation des institutions de la Ve République, JORF n° 171 du 24 juillet 2008, à travers le nouvel art. 61-1 de la Constitution, lequel dispose en son premier alinéa : « Lorsque, à l'occasion d'une instance en cours devant une juridiction, il est soutenu qu'une disposition législative porte atteinte aux droits et libertés que la Constitution garantit, le Conseil constitutionnel peut être saisi de cette question sur renvoi du Conseil d'État ou de la Cour de cassation qui se prononce dans un délai déterminé ». Les règles relatives à la QPC ont été précisées par la loi organique n° 2009-1523 du 10 décembre 2009 relative à l'application de l'article 61-1 de la Constitution, JORF n° 287 du 11 décembre 2009.

¹²⁹ Le T. confl., qui a fait l'objet d'une réforme en 2015, est à présent régi par : la loi du 24 mai 1872 relative au T. confl. (modifiée) ; la loi n° 2015-177 du 16 février 2015 relative à la modernisation et à la simplification du droit et des procédures dans les domaines de la justice et des affaires intérieures, JORF n° 40 du 17 février 2015 ; et le décret n° 2015-233 du 27 février 2015 relatif au T. confl. et aux questions préjudicielles, JORF n° 51 du 1^{er} mars 2015.

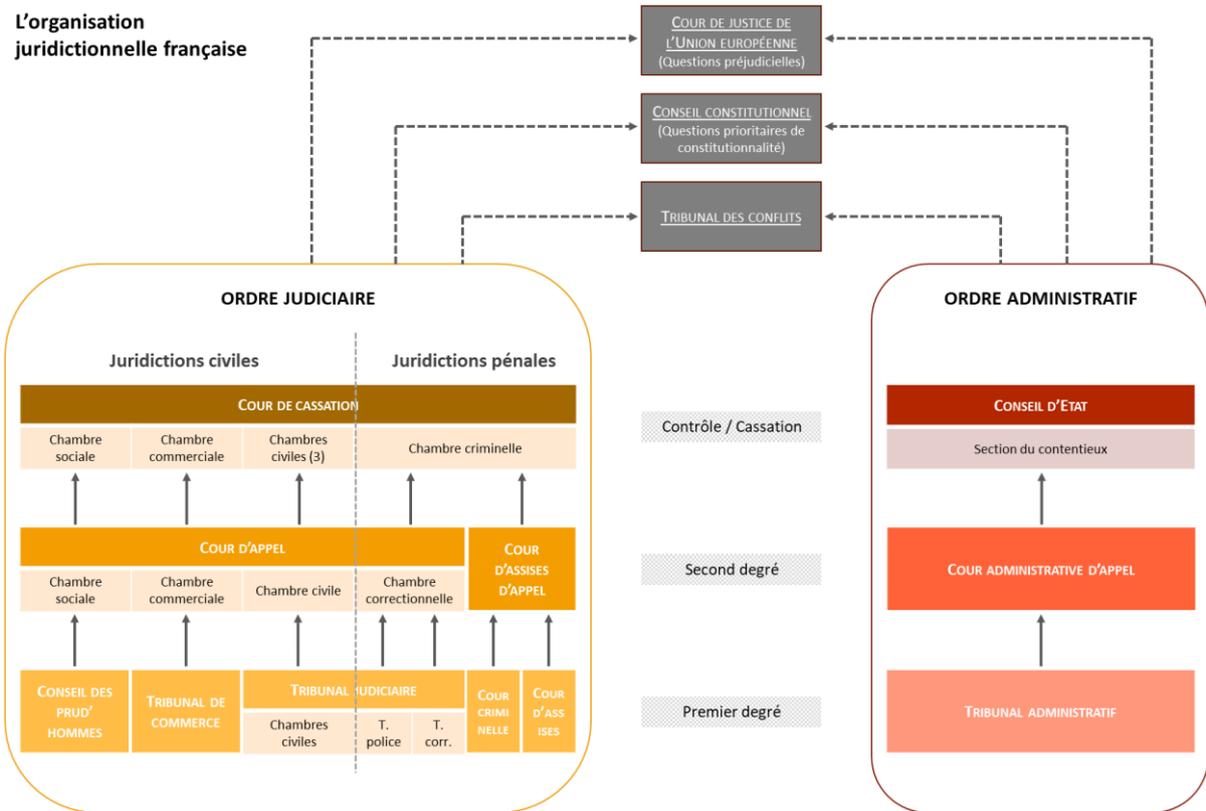


Figure 4 : L'organisation juridictionnelle française

Si nous nous concentrons ici sur l'ordre administratif, il convient à nouveau de rappeler que les juridictions judiciaires, et notamment pénales, peuvent avoir un rôle à jouer, en particulier en cas de non-respect des prescriptions d'un arrêté préfectoral d'autorisation¹³⁰. Par ailleurs, si jusqu'à récemment c'est l'ordre judiciaire qui connaissait du préjudice écologique¹³¹, avec des tribunaux judiciaires expressément compétents¹³² pour connaître des actions relatives à un tel préjudice, cela a évolué avec un jugement rendu par le tribunal administratif (TA) Paris le 23 juin 2023 dans l'affaire dite *Justice pour le vivant*¹³³. Enfin, si nous n'abordons pas l'ordre européen, il convient toutefois de compter avec son existence, les décisions de la CJUE, à travers son interprétation de la législation européenne¹³⁴, ayant également un impact sur l'interprétation et l'application des dispositions nationales par les juridictions administratives.

¹³⁰ C. env., art. L.173-1 et suivants.

¹³¹ C. civ., art. 1246 à 1252.

¹³² Code de l'organisation judiciaire, Annexe Tableau VIII-IV, annexe de l'article D.211-10-4-1.

¹³³ TA Paris, 23 juin 2023, « *Justice pour le vivant* », req. n° 2200534. Le tribunal reconnaît l'existence d'un préjudice écologique, dont l'État est responsable (fautes et lien de causalité avec le préjudice établis) résultant de « la contamination généralisée, diffuse, chronique et durable des eaux et des sols par les substances actives de produits phytopharmaceutiques », « du déclin de la biodiversité et de la biomasse » et « de l'atteinte aux bénéfices tirés par l'homme de l'environnement ». Il enjoint à l'État de réparer ce préjudice, réparation qui devra être effective au 30 juin 2024.

¹³⁴ Les juridictions nationales peuvent recourir au mécanisme de la question préjudicielle, prévue par le TFUE, préc., art. 267 :

La Cour de justice de l'Union européenne est compétente pour statuer, à titre préjudiciel :

a) sur l'interprétation des traités,

b) sur la validité et l'interprétation des actes pris par les institutions, organes ou organismes de l'Union.

L'organisation juridictionnelle administrative est régie par le Code de justice administrative (CJA). Le TA est la juridiction de droit commun (il est compétent par principe pour tous les litiges, sauf exception) et de premier ressort¹³⁵. La cour administrative d'appel (CAA) est la juridiction du second degré, mais peut statuer en premier et dernier ressort (pas d'appel possible) dans certaines matières¹³⁶. Quant au Conseil d'État, il est le juge du droit et statue en principe en cassation¹³⁷. Le Conseil d'État est toutefois juge d'appel pour certaines juridictions administratives statuant en premier ressort, mais il statue également en premier et dernier ressort (pas d'appel possible) pour certaines matières déterminées¹³⁸. C'en est ainsi des recours dirigés contre les ordonnances du Président de la République et les décrets, ainsi que contre les actes réglementaires de ministres (p. ex. les décrets DUP)¹³⁹.

IV.1.2 Les voies de recours devant le juge administratif

Le juge administratif connaît des recours contentieux, que nous développons ci-après. Il est toutefois important de noter qu'un recours contentieux peut être précédé d'un recours gracieux (dans le cas d'une autorisation environnementale, il s'agira de demander au préfet de retirer ou de modifier l'arrêté) ou d'un recours hiérarchique (le requérant peut choisir de demander à l'autorité supérieure à celle ayant pris l'arrêté d'annuler ou de modifier l'arrêté)¹⁴⁰.

Quant aux recours contentieux administratifs, il en existe de plusieurs types, que l'on peut distinguer selon qu'il s'agit d'un contentieux au fond ou d'un contentieux en référé (c'est-à-dire une procédure d'urgence). Il convient également de noter, pour ce qui intéresse la compensation écologique, que c'est l'arrêté préfectoral qui est attaqué, et non le maître d'ouvrage. Le contentieux opposera donc un tiers à l'État (en l'occurrence son représentant, le préfet, signataire de l'arrêté). Nous abordons tout d'abord les différents types de recours au fond avant d'évoquer les procédures de référé, présentant un intérêt en matière environnementale, et de compensation en particulier.

Il existe deux grandes catégories de recours au fond, selon la classification traditionnelle établie par Edouard Laferrière dans son « Traité de la juridiction administrative et des recours contentieux » paru en 1887 (Peiser, 2014) :

- Le **recours de plein contentieux** (ou de pleine juridiction), qui permet de contester une décision administrative devant le juge administratif en vue d'obtenir une décision définitive sur le fond du litige. Les recours en matière de responsabilité, ou encore de contrat (pour

Lorsqu'une telle question est soulevée devant une juridiction d'un des États membres, cette juridiction peut, si elle estime qu'une décision sur ce point est nécessaire pour rendre son jugement, demander à la Cour de statuer sur cette question.

Lorsqu'une telle question est soulevée dans une affaire pendante devant une juridiction nationale dont les décisions ne sont pas susceptibles d'un recours juridictionnel de droit interne, cette juridiction est tenue de saisir la Cour.

Si une telle question est soulevée dans une affaire pendante devant une juridiction nationale concernant une personne détenue, la Cour statue dans les plus brefs délais.

¹³⁵ CJA, art. L.211-1 et L.311-1.

¹³⁶ CJA, art. L.211-2 et R.311-2 et suivants.

¹³⁷ CJA, art. L.331-1.

¹³⁸ CJA, art. R.311-1 et R.311-1-1.

¹³⁹ CJA, art. R.311-1.

¹⁴⁰ Code des relations entre le public et l'administration, art. L.140-1 et L.411-2.

ne citer que quelques exemples), appartiennent à ce contentieux. L'autorisation environnementale est soumise au régime de plein contentieux¹⁴¹. Il est possible de joindre des conclusions à fin d'annulation à un tel recours ; et

- Le **recours en excès de pouvoir** (contentieux de l'annulation), qui permet de contester la légalité d'un acte administratif en vue d'obtenir son annulation (p. ex. contre un décret DUP, un permis d'aménager, etc.).

Le principe est celui du double degré de juridiction, c'est-à-dire que chaque affaire doit pouvoir être jugée, en fait et en droit, deux fois. Le TA juge en premier ressort. Un appel est possible devant la CAA et, enfin, un pourvoi en cassation devant le Conseil d'État. Si le TA et la CAA jugent en fait et en droit, le Conseil d'État ne juge qu'en droit. Toutefois, ce principe souffre de certaines exceptions, comme évoqué à la section précédente. Ainsi, si la CAA connaît en principe de tous les jugements rendus en premier ressort par les TA, certaines compétences sont attribuées au Conseil d'État en qualité de juge d'appel¹⁴². Par ailleurs, la CAA connaît en premier et dernier ressort de certains litiges. C'est notamment le cas en matière d'éoliennes¹⁴³ ; seul un pourvoi en cassation est alors possible. En outre, une ordonnance de référé-liberté peut faire l'objet d'un appel devant la CAA, alors qu'une ordonnance de référé-suspension (voir ci-dessous) est rendue en premier et dernier ressort et peut donc seulement faire l'objet d'un pourvoi en cassation¹⁴⁴. Comme nous l'avons indiqué à la section précédente, le Conseil d'État peut également être, dans certains cas, juge d'appel, mais également statuer en premier et dernier ressort. C'est à présent le cas concernant « *les ouvrages de production et de transport d'énergie renouvelable en mer* », et notamment les recours contre l'autorisation environnementale ou encore contre la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées concernant de tels ouvrages¹⁴⁵.

Enfin, il est important de noter que le recours contentieux n'est pas suspensif¹⁴⁶. Cela signifie que la décision administrative attaquée conserve sa validité jusqu'à la décision juridictionnelle, et la conservera si cette dernière déboute les requérants. Ce caractère non suspensif explique notamment l'intérêt du référé-suspension. Les juridictions administratives doivent juger dans un « *délai raisonnable* », à défaut de quoi la responsabilité de l'État peut se voir engagée pour faute simple¹⁴⁷.

Bien entendu, le requérant doit respecter les délais de saisine du juge administratif (voir l'Encadré 7 ci-dessous), au risque de voir sa demande déclarée irrecevable.

¹⁴¹ C. env., art. L.181-17.

¹⁴² CJA, art. L.211-2.

¹⁴³ CJA, art. R.311-5.

¹⁴⁴ CJA, art. L.523-1.

¹⁴⁵ CJA, art. R.311-1-1.

¹⁴⁶ CJA, art. L.4 : « *Sauf dispositions législatives spéciales, les requêtes n'ont pas d'effet suspensif s'il n'en est autrement ordonné par la juridiction* ».

¹⁴⁷ Conseil d'État, 28 juin 2002, *Garde des Sceaux c. Magiera*, req. n° 0239575, publié au recueil Lebon. Dans cette affaire, la durée du procès avait été de 7,5 ans.

Encadré 7 : Les délais de recours en matière d'autorisation environnementale

La réforme de l'autorisation environnementale en 2017¹⁴⁸ établit un nouveau régime contentieux. Un recours au fond est ainsi possible devant le juge administratif (C. env., art. R.181-50) :

- Dans un délai de deux mois pour le pétitionnaire, à compter de la notification de la décision ; et
- Dans un délai de quatre mois pour les tiers, à compter de la publication de la décision.

En cas de référé : la procédure en référé-suspension peut être introduite dans un délai de deux mois à compter de la notification de la décision, alors que l'introduction d'un référé-liberté n'est pas soumise à délai.

Ces délais sont prorogés de deux mois en cas de recours administratif (c'est-à-dire précontentieux) gracieux ou hiérarchique (C. env., art. R.181-50), l'administration ayant en effet deux mois pour répondre à un tel recours (voir notamment CJA, art. R.421-2).

Les tiers ont aussi la possibilité d'effectuer une réclamation gracieuse à compter de la mise en service, pour contester l'insuffisance ou l'inadaptation des prescriptions, ce qui peut, le cas échéant, conduire à l'adoption d'un arrêté complémentaire de la part du préfet (MEEM, 2017).

Quant au recours en référé, il permet à un requérant d'obtenir une décision rapide du juge administratif (juge unique statuant en la forme des référés)¹⁴⁹ en cas d'urgence, afin de faire cesser une situation préjudiciable (p. ex. risque de destruction d'espèces protégées) en attendant le jugement au fond. La question des mesures d'urgence est considérée comme l'une des plus importantes du contentieux administratif, compte tenu du caractère non suspensif des recours devant les juridictions administratives (Peiser, 2014). En effet, comme le note Peiser (2014), « *lorsque la décision du juge survient, 1 ou 2 ans après, elle a très fréquemment perdu toute portée réelle ou du moins sa portée peut être très limitée (ex : la maison construite avec un permis de construire finalement annulé ne sera pratiquement jamais détruite)* ».

Le recours en référé est donc un recours provisoire. Il existe plusieurs catégories de référés¹⁵⁰, dont le référé-suspension et le référé-liberté, pertinents en matière environnementale¹⁵¹:

- Le **référé-suspension**¹⁵² : il permet de demander la suspension de l'exécution d'une décision administrative (p. ex. de l'arrêté d'autorisation), laquelle peut être ordonnée par le juge administratif si les conditions suivantes sont réunies : (i) la situation présente un caractère d'urgence (la décision administrative entraîne des conséquences préjudiciables qu'il est nécessaire de faire cesser rapidement)¹⁵³, (ii) il existe un doute sérieux quant à la

¹⁴⁸ Décret n° 2017-81 du 26 janvier 2017, préc.

¹⁴⁹ Le juge des référés peut cependant, « *lorsque la nature de l'affaire le justifie* », renvoyer à une formation collégiale composée de trois juges des référés (CJA, art. L.511-2, al. 3).

¹⁵⁰ Loi n° 2000-597 du 30 juin 2000 relative au référé devant les juridictions administratives, JORF n° 151 du 1^{er} juillet 2000.

¹⁵¹ D'autres types de référés existent, notamment : le référé conservatoire ou mesures utiles (CJA, art. L.521-3), qui peut être pertinent en matière environnementale ; le référé révision (CJA, art. L.521-4) ; le référé expertise – constat (CJA, art. R.531-1) ou instruction (CJA, art. R.532-1) ; le référé provision (CJA, art. R.541-160 à R.541-6).

¹⁵² CJA, art. L.521-1. Le référé-suspension s'est substitué à l'ancien sursis à exécution.

¹⁵³ Conseil d'État, 19 janvier 2001, *Conf. nat.*, req. n° 228815, publié au recueil Lebon :

légalité de la décision attaquée et (iii) le requérant a déposé une requête en annulation ou en réformation contre la décision administrative. Lorsque le juge des référés prononce la suspension de la décision administrative, il peut enjoindre les mesures nécessaires pour que la suspension produise ses effets ; et

- Le **référé-liberté**¹⁵⁴ : il permet de demander au juge des référés de prendre toutes mesures nécessaires à la sauvegarde d'une liberté fondamentale à laquelle une personne morale de droit public ou une personne morale de droit privé chargée de l'exécution aurait porté atteinte dans l'exercice d'une mission de service public. Pour que le juge puisse faire droit à la demande, deux conditions sont exigées : (i) la situation présente un caractère d'urgence (la liberté fondamentale est menacée ou altérée de manière grave et immédiate) et (ii) l'atteinte à la liberté fondamentale est grave et manifestement illégale. Le juge se prononce dans un délai de 48 heures. Le Conseil d'État a notamment reconnu, par une décision en date du 20 septembre 2022 (concernant des travaux routiers), que le droit de chacun de vivre dans un environnement équilibré et respectueux de la santé était une liberté fondamentale pouvant être invoquée dans le cadre d'un référé-liberté¹⁵⁵, ce qu'il a confirmé dans un arrêt du 19 avril 2023¹⁵⁶.

Le C. env. prévoit toutefois, en son article L.122-2, que le juge des référés fait droit à une demande de suspension de la décision administrative attaquée (autorisation ou décision d'approbation visée à l'article L.122-1 I) fondée sur l'absence d'étude d'impact, « *dès que cette absence est constatée* »¹⁵⁷. Par ailleurs, en vertu de l'article L.123-16 du même code, le juge des référés est tenu de faire droit à une demande de suspension prise après des conclusions défavorables du commissaire enquêteur (ou de la commission d'enquête), « *si elle comporte un moyen propre à créer, en l'état de l'instruction, un doute sérieux quant à la légalité de celle-ci* ». Enfin, suivant ce même article, la suspension doit également être prononcée si l'enquête publique requise n'a pas eu lieu. Il s'agit, pour le juge des référés, d'une compétence liée. Aucune condition d'urgence n'est ici requise.

Le sursis à exécution, que le référé-suspension a remplacé, avait pu être qualifié de « *dispositif [...] révolutionnaire dans le droit public français* » (Hebrard, 1981). Le référé-suspension fondé sur l'article L.122-2 du C. env. précité est, en pratique, mobilisé notamment pour contester les décisions prises en l'absence de saisine de l'Ae dans le cadre de l'évaluation environnementale au cas par cas

La condition d'urgence à laquelle est subordonné le prononcé d'une mesure de suspension doit être regardée comme remplie lorsque la décision administrative contestée préjudicie de manière suffisamment grave et immédiate à un intérêt public, à la situation du requérant ou aux intérêts qu'il entend défendre ; [i]l en va ainsi alors même que cette décision n'aurait un objet ou des répercussions que purement financiers et que, en cas d'annulation, ses effets pourraient être effacés par une réparation pécuniaire.

¹⁵⁴ CJA, art. L.521-2.

¹⁵⁵ Conseil d'État, 20 septembre 2022, req. n° 451129, publié au recueil Lebon.

¹⁵⁶ Conseil d'État, 19 avril 2023, req. n° 472633. Le référé-liberté avait été introduit par l'association France Nature Environnement Midi-Pyrénées devant le TA Toulouse, l'association requérant la suspension des opérations d'abattage sur les alignements d'arbres au droit du tracé de la future autoroute Castres-Toulouse A69 (demande rejetée).

¹⁵⁷ La loi n° 76-629 du 10 juillet 1976, préc., art. 2, dernier al., disposait déjà : « *si une requête déposée devant les juridictions administratives contre une autorisation ou une décision d'approbation d'un projet visé à l'alinéa 1^{er} du présent article est fondée sur l'absence d'étude d'impact la juridiction saisie fait droit à la demande de sursis à exécution de la décision attaquée dès que cette absence est constatée selon une procédure d'urgence* ».

(Vervynck, 2020). L'absence d'enquête publique alors que celle-ci était requise doit également conduire à la suspension de la décision administrative attaquée (compétence liée)¹⁵⁸.

IV.2 Les fondements de la décision du juge administratif : quels pouvoirs ? quels contrôles ?

Comme nous l'avons déjà mentionné, l'autorisation environnementale est soumise au régime du plein contentieux. Cela signifie que le juge peut « *surseoir à statuer, annuler ou réformer totalement ou partiellement la décision, en fonction du droit applicable au moment du jugement* » (CGDD, 2017b; MEEM, 2017). Il n'y a donc pas nécessairement annulation totale en cas d'irrégularité¹⁵⁹. Le juge peut également condamner l'administration à des dommages et intérêts (recours en indemnisation). Avant cette évolution de la procédure contentieuse administrative, le Conseil d'État avait déjà adopté une position équivalente dans un arrêt *Danthony* du 23 décembre 2011¹⁶⁰ (qui a donné lieu à l'expression « danthonysation »), considérant que des vices affectant la légalité d'un acte administratif pouvaient être neutralisés¹⁶¹ (Bras, 2019). Dans le cadre d'un recours en excès de pouvoir, le juge ne peut qu'annuler ou rejeter la demande d'annulation de la décision administrative attaquée (Peiser, 2014). L'annulation d'un acte pour excès de pouvoir a un effet rétroactif : l'acte est réputé n'être jamais intervenu. Toutefois, dans un arrêt *AC !* du 11 mai 2004, le Conseil d'État a considéré que le juge administratif pouvait déroger à titre exceptionnel à l'effet rétroactif de l'annulation, « *s'il apparaît que cet effet (...) est de nature à emporter des conséquences manifestement excessives en raison tant des effets que cet acte a produits et des situations qui ont pu se constituer lorsqu'il était en vigueur que de l'intérêt général pouvant s'attacher à un maintien temporaire de ses effets* »¹⁶².

Dans le cadre de son recours, le requérant peut invoquer divers moyens de droit, classés en deux catégories : les moyens de légalité externe, relatifs à la régularité de la procédure (incompétence de l'auteur de l'acte, vice de procédure, vice de forme) et les moyens de légalité interne, relatifs au respect des dispositions législatives et réglementaires en vigueur (erreur de fait ; violation de la loi, erreur de droit, erreur sur la qualification juridique des faits ; détournement de pouvoir ; détournement de procédure) (Dauguet, 2020; Tifine, 2021).

C'est à partir des années 1980 que le juge administratif, qui se bornait jusque-là à analyser les études d'impact d'un point de vue principalement procédural, a commencé à exercer un contrôle plus poussé des études d'impact, le conduisant à juger inexistantes celles ne contenant pas les informations exigées par la loi sur la protection de la nature de 1976, notamment sur la séquence ERC (Longeot & Dantec, 2017)¹⁶³. Son contrôle reste tout de même prudent (Longeot & Dantec,

¹⁵⁸ C. env., art. L.123-16, al. 2.

¹⁵⁹ Voir C. env., art. L.181-18.

¹⁶⁰ Conseil d'État, 23 décembre 2011, *Danthony et autres*, req. n° 335033, publié au recueil Lebon.

¹⁶¹ Dans l'arrêt *Danthony*, préc., le Conseil d'État a considéré qu'« *un vice affectant le déroulement d'une procédure administrative préalable, suivie à titre obligatoire ou facultatif, n'est de nature à entacher d'illégalité la décision prise que s'il ressort des pièces du dossier qu'il a été susceptible d'exercer, en l'espèce, une influence sur le sens de la décision prise ou qu'il a privé les intéressés d'une garantie* ».

¹⁶² Conseil d'État, 11 mai 2004, *Assoc. AC ! et autres*, req. n° 255886, publié au recueil Lebon.

¹⁶³ Longeot & Dantec (2017) mentionnent, comme décision ayant initié cette analyse plus qualitative des études d'impact, l'arrêt Conseil d'État, 29 juillet 1983, *Commune de Roquevaire*, req. n° 38795, publié au recueil Lebon. Dans ce contentieux, le Conseil d'État a en effet jugé :

2017). Hebrard (1981) notait déjà que, les contestations pouvant porter sur des aspects très techniques, il était vraisemblable que le juge administratif serait « *plus enclin à censurer les lacunes réglementaires que les erreurs scientifiques* ». Dans un arrêt *Société Ocréal* de 2011, la plus haute juridiction administrative a notamment apporté des précisions concernant les insuffisances de l'étude d'impact, considérant que « *les inexactitudes, omissions ou insuffisances d'une étude d'impact ne sont susceptibles de vicier la procédure et donc d'entraîner l'illégalité de la décision prise au vu de cette étude que si elles ont pu avoir pour effet de nuire à l'information complète de la population ou si elles ont été de nature à exercer une influence sur la décision de l'autorité administrative* »¹⁶⁴.

Le contrôle que devra opérer le juge administratif a été étendu à la suite de l'introduction de nouvelles dispositions par la loi Biodiversité de 2016. L'on peut notamment citer comme exemple l'obligation pour l'autorité compétente de refuser l'autorisation d'un projet lorsque les mesures compensatoires ne présentent pas un caractère suffisant. Concernant ce cas précis, Dubreuil (2017) note que le contrôle du juge administratif « *pourrait donc se voir renforcé, et permettre aux tiers de contribuer, par le biais du contentieux, à un contrôle plus strict de la crédibilité des mesures [de compensation] proposées* ». Bras (2019) indique par ailleurs que l'objectif de>NNL entre dans le champ du droit positif et que, par conséquent, le juge administratif devra l'appliquer. Compte tenu de la technicité des mesures compensatoires, il est toutefois difficile de prévoir l'étendue du contrôle du juge administratif, d'autant plus que la notion d'équivalence écologique n'est pas définie dans la législation (Lucas, 2018). Se pose ainsi la question de la capacité du juge administratif à disposer des moyens d'expertise suffisants (Bras, 2019; Longeot & Dantec, 2017).

Enfin, Lucas (2018), qui a réalisé une étude du contentieux relatif à la compensation écologique depuis les années 1980 à nos jours, note que dans le cadre de projets d'envergure que constituent les projets d'utilité publique, « *le juge détourne les mesures compensatoires de leur finalité pour confirmer l'utilité publique du projet* », l'analyse étant plus nuancée pour les projets de taille plus modeste. La motivation des décisions juridictionnelles est toutefois de plus en plus précise au fil des ans (Bras, 2019). Dauguet (2020) fait ainsi remarquer que « *la compensation écologique apparaît ainsi (et de façon disons assez paradoxale) comme le principal élément de légitimation des projets d'aménagement et comme le passage obligé de leur contestation* ».

Comme l'écrivait déjà Hebrard (1981) quelques années après l'entrée en vigueur de la loi sur la nature de 1976 et de son décret d'application :

Si l'on considère d'une part que, l'ampleur du mouvement associatif aidant, la sensibilité de l'opinion publique aux problèmes d'environnement est croissante, et d'autre part que ces

Qu'il résulte des pièces du dossier que si le dossier soumis à l'enquête préalable à la déclaration d'utilité publique contenait un document dénommé "étude d'impact", ce document ne comportait, même de façon sommaire, aucun des éléments d'information énumérés à l'article 2 précité de la loi du 10 juillet 1976 ; que, dans ces conditions, il ne pouvait être regardé comme constituant l'étude d'impact prévue par ce texte ; que, la commune de Roquevaire n'est pas fondée à soutenir que c'est à tort que, par le jugement attaqué, le tribunal administratif constatant l'absence d'étude d'impact, a fait droit, dans les conditions prévues par l'article 2 de la loi du 10 juillet 1976, à la demande de sursis à l'exécution de l'arrêté susmentionné du 2 juillet 1981 ainsi que de l'arrêté du 7 septembre 1981 déclarant cessibles les immeubles nécessaires à la réalisation du projet.

¹⁶⁴ Conseil d'État, 14 octobre 2011, *Société Ocréal*, req. n° 323257, mentionné dans les tables du recueil Lebon.

dernières années témoignent d'une augmentation importante des recours contentieux sur ces questions, on pourrait raisonnablement penser que les études d'impact alimenteront à terme une abondante jurisprudence.

Les faits, et notamment les conflits territoriaux liés à des projets d'envergure fortement contestés (Guibert, 2013; Sébastien *et al.*, 2019), lui ont donné raison.

Ce qu'il faut retenir de la section IV « Quand la compensation écologique donne lieu à des conflits territoriaux : le recours contentieux et la voix des juges »

Si les contestations de grands projets d'infrastructures ne sont pas nouvelles, elles connaissent une augmentation importante depuis les années 2000. Les actions de protestation peuvent être de nature politique, médiatique ou encore juridique à travers, dans ce dernier cas, des recours contentieux administratifs à l'encontre, par exemple, des décrets DUP ou des autorisations environnementales permettant la réalisation du projet visé par la contestation. Ils peuvent être précédés d'un recours gracieux ou d'un recours hiérarchique. Le contentieux opposera un tiers à l'État.

Il existe plusieurs types de recours possibles devant le juge administratif et pertinents en matière de compensation écologique. Au fond, l'on peut distinguer le recours de plein contentieux, auquel est soumis l'autorisation environnementale, et le recours en excès de pouvoir (contentieux de l'annulation). Le recours contentieux n'a pas d'effet suspensif (l'acte attaqué reste valide jusqu'à la décision juridictionnelle), ce qui explique l'intérêt des procédures d'urgence, c'est-à-dire en référé. En matière environnementale, les procédures utilisées sont le référé-suspension, qui permet de demander la suspension de l'exécution d'une décision administrative, et le référé-liberté, qui permet de demander les mesures nécessaires à la sauvegarde d'une liberté fondamentale (telle que le droit de chacun de vivre dans un environnement équilibré et respectueux de la santé) à laquelle il serait porté atteinte.

Dans le cadre du plein contentieux, le juge dispose d'un certain nombre de pouvoirs (surseoir à statuer, annuler ou réformer totalement ou partiellement la décision) pouvant permettre une régularisation d'un acte administratif quand bien même des irrégularités seraient constatées. Si, initialement, le contrôle du juge était principalement procédural (l'étude d'impact a-t-elle respecté la procédure requise ?), il est de plus en plus poussé. Étant donné la technicité des mesures compensatoires, le juge administratif doit pouvoir disposer des moyens d'expertise nécessaires. La motivation des décisions contentieuses gagne toutefois en précision au fil des années. Il arrive cependant que les mesures compensatoires servent à légitimer les projets, en confirmant par exemple leur utilité publique. Le corpus de jurisprudence va grandissant, alimenté par les contestations mettant en avant les insuffisances des études d'impact.

V. Les objectifs de la thèse

Nos recherches portent sur les projets soumis à évaluation environnementale pour lesquels une compensation écologique *ex ante*, c'est-à-dire dans le cadre de dommages environnementaux anticipés, peut être requise. La compensation écologique *ex post*, qui concerne la réparation d'un dommage déjà réalisé (p. ex. régime administratif de la responsabilité environnementale, préjudice écologique), ne sera pas directement abordée.

La compensation écologique est de plus en plus affichée comme un outil devant permettre de limiter l'érosion de la biodiversité, à travers notamment un objectif de>NNL, ayant comme corollaire le principe d'équivalence écologique (BBOP, 2012; Bull *et al.*, 2013; Quétier & Lavorel, 2011). Ainsi, compte tenu de sa place grandissante dans les politiques de conservation et/ou de restauration de la biodiversité (Vaissière & Meinard, 2021), la compensation écologique intéresse un champ important de disciplines scientifiques, au rang desquelles l'on peut citer l'écologie, l'économie, la géographie, le droit, les sciences politiques, la philosophie, ou encore la sociologie (voir p. ex. Bull & Strange, 2018; Dauguet, 2020; Devictor, 2018; Levrel *et al.*, 2015; Vaissière, Quétier, *et al.*, 2020). La compensation est l'objet d'une littérature abondante, tant à l'international (voir p. ex. pour une revue de littérature, Gonçalves *et al.*, 2015; zu Ermgassen, Baker, *et al.*, 2019) que dans le cadre français (Petitimbert, 2018).

Bien que la compensation écologique ait fait l'objet de nombreux développements, afin de la cadrer juridiquement et scientifiquement, elle demeure une source d'insatisfaction, tant pour des questions éthiques et philosophiques (droit à détruire, marchandisation de la nature, effets sociaux négatifs notamment dans les pays du Sud, etc.) (Apostolopoulou & Adams, 2017; Devictor, 2018; Ives & Bekessy, 2015; Maron *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2021), que pour des questions techniques liées notamment à son manque d'efficacité. En effet, l'état de l'art réalisé montre que la compensation écologique demeure décriée, son efficacité étant contestée (Calvet *et al.*, 2015; Kigonya, 2022; Kujala *et al.*, 2022; Lindenmayer *et al.*, 2017; May *et al.*, 2017; Moilanen & Kotiaho, 2021; Weissgerber *et al.*, 2019b; zu Ermgassen, Baker, *et al.*, 2019), l'objectif de>NNL apparaissant alors comme un objectif très difficile à atteindre. La mise en œuvre concrète de la compensation écologique présente un nombre important de défis et/ou défauts : si ce mécanisme permet de limiter les coûts écologiques d'un projet, il pourra aussi servir à légitimer la destruction d'espaces naturels (Levrel *et al.*, 2015). La compensation écologique permettrait ainsi, au mieux, de « *réduire temporairement la perte permanente de biodiversité* » (Damiens *et al.*, 2021). Ce faisant, une telle politique de>NNL détournerait les institutions des changements qui seraient réellement nécessaires pour inverser l'érosion de la biodiversité (Damiens *et al.*, 2021).

L'utilisation de ce mécanisme comme outil de conservation est toutefois vouée à perdurer, comme le montre le nombre croissant de pays à l'adopter (plus de 100 à ce jour) (Bull & Strange, 2018; GIBOP, 2019) et la référence qui y est faite, comme système innovant à promouvoir, dans le nouveau cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal. Cela donne lieu à un encadrement législatif et réglementaire croissant en France, en particulier depuis le Grenelle de l'environnement et, surtout, l'adoption de la loi Biodiversité de 2016, venue inscrire dans le marbre les principes applicables à la compensation, tout en rappelant le nécessaire respect de la hiérarchie des mesures d'atténuation : éviter, réduire et compenser. Arnauld de Sartre & Doussan (2018) notent toutefois que les nouvelles dispositions législatives, bien que renforçant le mécanisme de la compensation, n'apportent pas « *de véritables réponses aux questions d'ordre écologique, économique, juridique et politique mis en avant par la communauté scientifique* ».

Or, il existe un cloisonnement entre les diverses dimensions intéressant la compensation écologique, en particulier les dimensions juridique, écologique et territoriale (voir p. ex. le caractère technoscientifique de la compensation telle que la qualifie Devictor (2018)). Le droit encadre la dimension processuelle de la compensation, soumise à autorisation et devant répondre à des

exigences juridiques spécifiques. Toutefois, cette dimension processuelle ne rencontre pas, ou mal, la dynamique des systèmes écologiques ou socio-écologiques. Elle ne réussit ainsi pas à se traduire dans les faits, c'est-à-dire sur le terrain, une fois que le processus d'évaluation environnementale fait place à la mise en œuvre concrète des mesures (théoriques au stade de l'évaluation) prévues dans l'autorisation. En effet, l'évaluation environnementale répond au droit, aux exigences juridiques qui la régissent. Cela conduit notamment les dossiers de demande d'autorisation environnementale à être présentés, en distinguant en fonction des procédures, perdant ainsi toute cohérence d'un point de vue écologique.

Notre question générale de recherche porte ainsi sur le fait de déterminer si un perfectionnement de la compensation écologique est possible, voire même suffisant, afin de permettre une prise en compte et une protection efficace de la biodiversité. Posée différemment, il s'agit de répondre à la question suivante : **une meilleure intégration interdisciplinaire et cognitive de la compensation écologique pourrait-elle permettre de la perfectionner, c'est-à-dire d'apporter des solutions aux limites constatées, afin d'assurer son efficacité et ainsi une réelle protection de la biodiversité ?**

Afin de répondre à cette question, nos travaux de recherche ont eu pour objectif de croiser les regards entre les domaines de la géographie, de l'écologie et du droit, à travers une analyse pluri- et interdisciplinaire. Pour ce faire, trois terrains ont été étudiés, tels que présentés en détail dans le Chapitre 3 :

- Terrain n°1 : une étude de cas portant sur la Route Centre Europe Atlantique (RCEA) dans le département de l'Allier, correspondant à un tronçon de près de 90 km qui a été transformé en autoroute A79. Les recherches ont porté sur l'ensemble du projet, de la phase amont (dès le débat public) à la phase aval (mise en œuvre de la compensation) ;
- Terrain n°2 : une analyse de nature jurisprudentielle portant sur le projet de Grand contournement ouest (GCO) de Strasbourg, devenue l'autoroute A355. Ce projet a fait l'objet d'un important conflit territorial, qui s'est traduit par de nombreux recours contentieux portés par des acteurs territoriaux, dans le cadre desquels le juge administratif a dû conjuguer les exigences juridiques et la technicité de la compensation ; et
- Terrain n°3 : la réalisation d'un *benchmark* international, portant sur la Colombie et le Pérou, deux pays ayant fortement développé leur réglementation relative à la compensation écologique depuis le début des années 2010. Il s'est agi ici d'analyser le mécanisme de la compensation tel qu'il y a été élaboré, afin de déterminer si certains éléments et/ou certaines solutions pourraient être inspirants et pertinents pour le contexte français, et ainsi potentiellement contribuer à une amélioration dudit mécanisme, tant pour le dimensionnement que la mise en œuvre des mesures compensatoires.

Paraphrasant Moilanen & Kotiaho (2018), la vraie question est peut-être de savoir si les mesures compensatoires sont la meilleure solution que nous puissions espérer.

Chapitre 3. Terrains et matériaux empiriques

Le présent chapitre a pour objectif de présenter les terrains et matériaux empiriques qui constituent le socle des résultats et des analyses qui font l'objet de la thèse. Il s'agit tout d'abord de présenter la réflexion amont ayant conduit aux choix de ces terrains et matériaux en particulier (I), puis de décrire chacun d'entre eux : l'étude de cas RCEA (A79) (II), puis le cas du GCO (A355) (III) et, enfin, les pays étudiés dans le cadre du *benchmark* international, à savoir la Colombie et le Pérou (IV).

I. Choix des terrains et matériaux empiriques

Comme il a été indiqué au chapitre antérieur, nos travaux de recherches se fondent sur une interdisciplinarité entre plusieurs domaines, à savoir : la géographie territoriale, l'écologie et le droit. Cette volonté d'une approche interdisciplinaire conduit à mobiliser des éléments empiriques divers et complémentaires, ce que reflète le choix des terrains d'étude. En effet, il s'agit de s'assurer que ces derniers permettent le croisement des diverses disciplines, dans le contexte français tout d'abord, mais avec, ensuite, une ouverture à l'international, certaines expériences étrangères pouvant être sources d'enseignements.

C'est ainsi que nos travaux se fondent sur trois terrains :

- Une étude de cas portant sur l'élargissement d'une infrastructure linéaire de transport routier passant au statut autoroutier (RCEA (A79) dans le département de l'Allier) ;
- Une analyse d'un contentieux portant aussi sur une infrastructure autoroutière : le GCO de Strasbourg (département du Bas-Rhin) ; et
- Un *benchmark* des politiques de compensation écologique en Colombie et au Pérou.

Le schéma ci-dessous (Figure 5) synthétise l'approche globale adoptée, qui se reflète dans l'organisation des chapitres de la présente thèse, et permet de visualiser la manière dont les trois terrains sont liés dans le cadre de nos recherches.

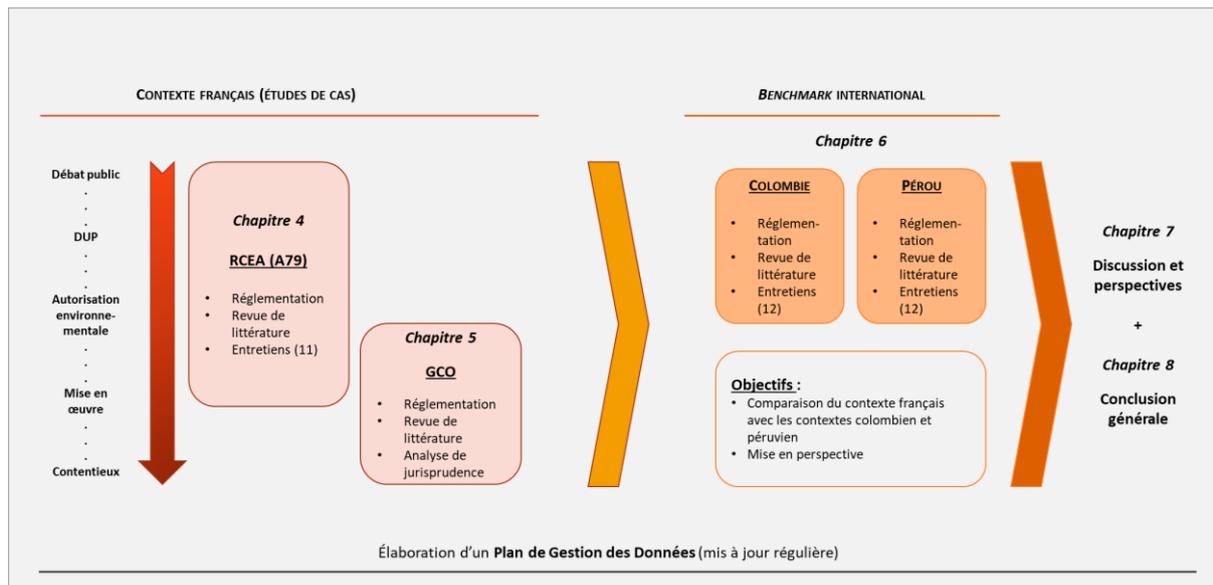


Figure 5 : Méthodologie générale appliquée aux travaux de recherches et interaction entre les différents terrains et matériaux empiriques

L'étude de la RCEA et du GCO permettent une analyse de la prise en compte de la compensation écologique, à travers la procédure d'évaluation environnementale (RCEA) mais également, plus en aval, à travers l'approche que peuvent en avoir les juridictions administratives dans le cadre des contentieux introduits à l'encontre des actes administratifs ayant autorisé la réalisation du projet (GCO). Les résultats de l'analyse en contexte français sont par la suite comparés à ce qui a été mis en place en Colombie et au Pérou, deux pays ayant fortement développé leur politique en la matière depuis le début des années 2010.

La méthodologie utilisée pour le recueil des données consiste en une revue de littérature et, pour RCEA (A79) et le *benchmark* international, des entretiens semi-directifs. Un plan de gestion des données a été élaboré, tenant compte des dispositions du Règlement général sur la protection des données (RGPD)¹⁶⁵. Les terrains et matériaux d'étude sont présentés dans les sections qui suivent. Toutefois, la méthodologie propre à chacun des terrains est développée dans les chapitres correspondants aux résultats des analyses (Chapitres 4 à 6).

II. La RCEA, nouvelle autoroute A79

Le premier terrain sur lequel se fondent nos recherches porte sur la RCEA et sa transformation en autoroute (A79) sur un tronçon de 88,45 km entre les communes de Sazeret dans le département de l'Allier et Digoin en Saône-et-Loire. Le projet a fortement évolué depuis les premiers décrets de DUP pris dans les années 1990. L'étude de cas porte sur la portion de la RCEA concédée à la société Autoroute de Liaison Atlantique Europe (ALIAE), dont le groupe Eiffage est actionnaire (majoritaire à 99,9%) avec la société des Autoroutes Paris-Rhin-Rhône (APRR).

¹⁶⁵ Règlement (UE) 2016/679 du Parlement européen et du Conseil du 27 avril 2016 relatif à la protection des personnes physiques à l'égard du traitement des données à caractère personnel et à la libre circulation de ces données, et abrogeant la directive 95/46/CE (règlement général sur la protection des données, RGPD), JOUE L 119 du 4 mai 2016.

Le choix de l'étude de cas s'est porté sur un cas récent, la RCEA, pour des questions de pertinence et d'opportunité. De pertinence tout d'abord, car le projet de transformation de la RCEA en autoroute dans les départements de l'Allier et de Saône-et-Loire a débuté dès la fin des années 2000, de manière assez concomitante avec le Grenelle de l'environnement (en 2007) et les lois qui en ont résulté (en 2009 et 2010), et a suivi une trajectoire temporelle parallèle à l'évolution de la réglementation en matière de définition et de mise en œuvre de la séquence ERC, et de la compensation écologique en particulier. Cette évolution de la réglementation a nécessairement eu un impact sur le projet. L'A79 a été mise en service le 4 novembre 2022. D'opportunité ensuite, l'accès aux données détenues par ALIAE ayant été facilité par la signature, le 16 juin 2022, d'un contrat entre ALIAE et l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne.

Les données objet de la convention signée avec ALIAE portent sur les informations en lien avec le concessionnaire et relatives aux aspects environnementaux du projet d'autoroute A79, à l'exception des données à caractère public. La conduite d'entretiens était conditionnée à la signature d'une telle convention. À cet égard, il est expressément stipulé que les données relatives à des personnes enquêtées doivent être présentées de manière à anonymiser les personnes physiques, « anonymisation » étant entendu, dans la convention, comme « *le fait de ne pas faire apparaître le nom et le prénom de la personne physique concernée* », mais « *la fonction et l'entité d'appartenance de la personne physique concernée [ne sont] pas visées par l'anonymisation* ».

Dans les paragraphes qui suivent, nous présentons, de manière succincte, le projet RCEA (A79) (II.1). Il sera détaillé dans le Chapitre 4 qui concerne les résultats de cette étude de cas. Nous présentons ensuite le contexte territorial dans lequel s'inscrit le projet (II.2). Les informations qui suivent sont issues de l'ensemble des documents consultés et analysés dans le cadre des travaux de recherche, et dont une liste exhaustive est disponible en Annexe 1.

II.1 Le projet RCEA (A79)

La RCEA relie Royan (côte atlantique) à Chalon-sur-Saône et Mâcon (Saône-et-Loire) sur l'autoroute A6. Elle fait partie de l'itinéraire européen E62. La RCEA a été construite dans les années 1970 et mise en service en octobre 1977.

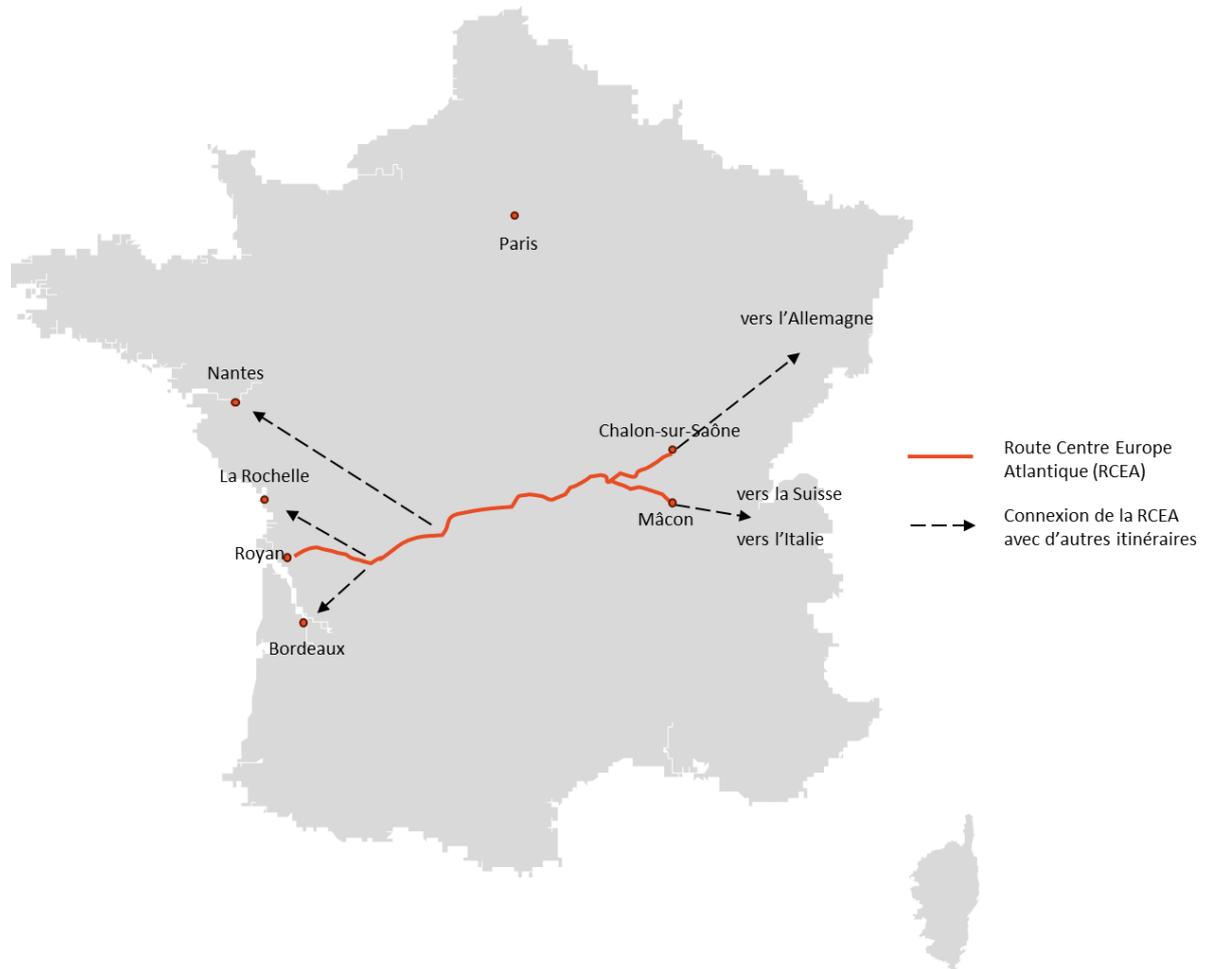


Figure 6 : La RCEA à travers la France

Dans les années 1990 a été approuvée la mise à 2x2 voies de la RCEA avec statut de route express sur trois sous-sections, correspondant à un tronçon d'une longueur totale de 240 km (en rouge sur la Figure 7 ci-dessous) : de Montmarault (Allier), où s'arrête l'autoroute A71, à Paray-le-Monial (Saône-et-Loire) ; de Paray-le-Monial à Chalon-sur-Saône (Saône-et-Loire) ; et de Paray-le-Monial à Mâcon (Saône-et-Loire). Les travaux d'aménagement ont été déclarés d'utilité publique par trois décrets entre 1995 et 1997.

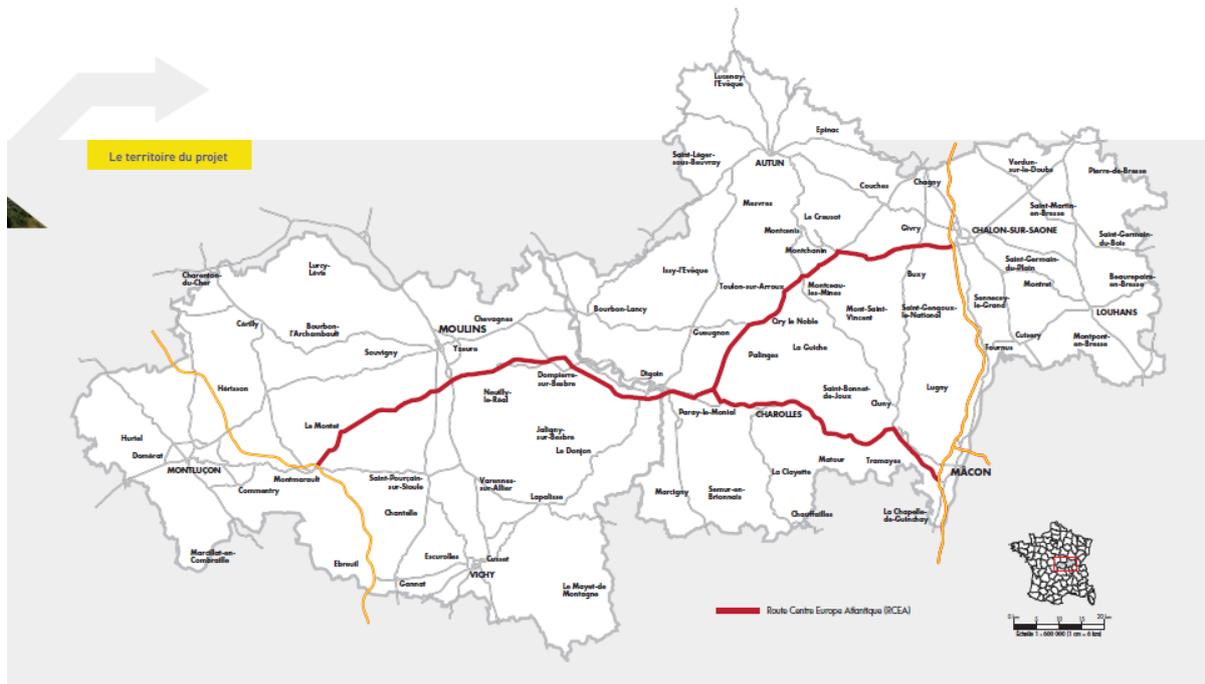


Figure 7 : Périmètre initialement envisagé pour le projet d'accélération de la mise à 2x2 voies de la RCEA (source : dossier du maître d'ouvrage dans le cadre du débat public)

Une partie des travaux d'aménagement de la RCEA a été réalisée à partir des années 1990. Souhaitant accélérer leur rythme, compte tenu notamment du caractère accidentogène de la route (très fréquentée par les camions ; nombreuses collisions frontales), une concertation entre l'État et les élus s'est tenue à la fin des années 2000 et a abouti au projet d'accélération de la mise à 2x2 voies de la RCEA entre les autoroutes A71 et A6. Après un débat public, une concertation publique avec garant a été mise en place. Elle a été interrompue durant une année avant de reprendre avec un périmètre revu, l'État ayant décidé que la mise en concession autoroutière de la RCEA serait limitée à l'Allier, entre Montmarault (A71) et l'échangeur de Digoin, situé en Saône-et-Loire à la limite des deux départements. Le projet a été déclaré d'utilité publique en 2017. Le groupement Eiffage-APRR s'est vu attribuer le marché de concession, la société ALIAE étant créée dans la foulée. Dans le cadre d'une procédure d'évaluation environnementale, ALIAE a déposé un dossier de demande d'autorisation environnementale (DDAE) pour la réalisation du projet, qu'elle a obtenue par arrêté préfectoral (AP) du 7 août 2020. Cet AP d'autorisation a par la suite été modifié par divers arrêtés préfectoraux complémentaires. Les travaux d'aménagement ont été effectués entre 2020 et 2022, et l'A79 a été mise en service en novembre 2022.

Le périmètre concédé à ALIAE représente ainsi un linéaire de 88,45 km entre Sazeret (Allier) et Digoin (Saône-et-Loire), tel que cela est représenté sur la carte ci-dessous (Figure 8). L'échangeur avec l'autoroute A71 de Montmarault, également compris dans le périmètre DUP, a quant à lui été concédé à la société APRR (concessionnaire de l'A71). APRR est également l'exploitant de l'A79 depuis sa mise en service (contrat ALIAE-APRR).



Figure 8 : Plan de localisation du projet RCEA (A79) (source : DDAE d'ALIAE, Pièce A)

II.2 Le contexte territorial dans lequel s'inscrit le projet RCEA (A79)

Le territoire concerné par le projet RCEA (A79) est fortement agricole : les **surfaces agricoles** représentent 71 % à l'échelle des communes concernées par le projet (contre 66 % dans l'Allier). Trois entités agricoles sont concernées : (i) le Bocage bourbonnais (élevage bovin et ovin), (ii) le Val d'Allier (grandes cultures de maïs et de blé) et (iii) la Sologne bourbonnaise (élevage).

Par ailleurs, les **surfaces forestières** couvrent 123 000 ha, soit environ 17 % du département. La forêt est privée à près de 80 %. Les forêts publiques, représentant les 20 % restant, sont principalement (~95 %) des forêts domaniales, le reste appartenant à des communes ou des établissements publics. À l'échelle du projet, les surfaces forestières sont toutefois moins importantes que dans le reste du département.

Du point de vue de **l'organisation administrative territoriale**, 20 communes¹⁶⁶ sont concernées dans le cadre du DDAE, qui s'inscrivent dans le périmètre de 5 EPCI : Communauté de communes (CC) « Commeny Montmarault Nérès Communauté », CC « Bocage Bourbonnais », Communauté d'agglomération « Moulins communauté », CC « Entre'Allier Besbre et Loire » et CC « Le Grand Charolais ».

¹⁶⁶ Vingt-trois communes étaient concernées par la bande d'étude DUP. Toutefois, elles ne sont que 20 concernées par le périmètre de la bande d'étude retenue pour le DDAE de la RCEA (A79), car (i) le périmètre de la concession A79 est moins large que le périmètre DUP (comme déjà mentionné) et (ii) la commune de Digoin (Saône-et-Loire) a été exclue du périmètre du DDAE car la portion de RCEA sur son territoire était déjà à 2x2 voies. L'analyse de l'état initial inclut toutefois Digoin.

Le projet était concerné par le Schéma régional d'aménagement et de développement durable du territoire (SRADDT) de l'Auvergne, adopté le 17 novembre 2009¹⁶⁷. Par ailleurs, le territoire du projet est concerné par trois SCoT : (i) le SCoT du Pays de la Vallée de Montluçon et du Cher, (ii) le SCoT de Moulins Communauté et (iii) le SCoT du Pays Charolais Brionnais. L'étude d'impact DUP avait conclu à une compatibilité du projet avec ces trois SCoT. Au moment du dépôt du DDAE, sur les 20 communes, 12 possédaient un document d'urbanisme opposable (POS, PLU ou carte communale) et 8 demeuraient sous le régime du RNU. La RCEA intercepte également des espaces boisés classés (EBC) qui sont identifiés dans les PLU ou POS.

Quant aux **milieux naturels et paysages**, le projet RCEA (A79) se situe sur le bassin hydrographique Loire-Bretagne. Il est concerné par le SDAGE Loire-Bretagne, tel qu'approuvé le 18 novembre 2015 pour la période 2016-2021. Certains des cours d'eau interceptés par la RCEA y sont identifiés en tant que réservoirs biologiques et/ou axes migrateurs. Le réseau hydrographique concerné par le projet compte 53 cours d'eau, 9 plans d'eau (étangs) et 2 canaux. Par ailleurs, le projet est concerné par trois SAGE : le SAGE Allier Aval, le SAGE Sioule et le SAGE Cher Amont. Enfin, il était également concerné par le SRCE de la région Auvergne (approuvé le 30 juin 2015 et adopté par arrêté du préfet de région le 7 juillet 2015)¹⁶⁸.

Le territoire traversé par la RCEA (A79) présente également une grande diversité de milieux naturels d'habitats et d'espèces. Sont notamment recensés des ZNIEFF de type I et II, des sites Natura 2000, ainsi que la Réserve naturelle nationale du Val d'Allier (RNNVA) et plusieurs zones humides à enjeux. La carte ci-dessous (Figure 9) montre la localisation des zones protégées et d'inventaires interceptées par la RCEA (A79).

¹⁶⁷ Le SRADDT a, depuis, été fusionné dans le SRADDET Auvergne-Rhône-Alpes adopté en décembre 2019 et approuvé par arrêté du préfet de région le 10 avril 2020.

¹⁶⁸ Tout comme le SRADDT, le SRCE a depuis été fusionné dans le SRADDET Auvergne-Rhône-Alpes.

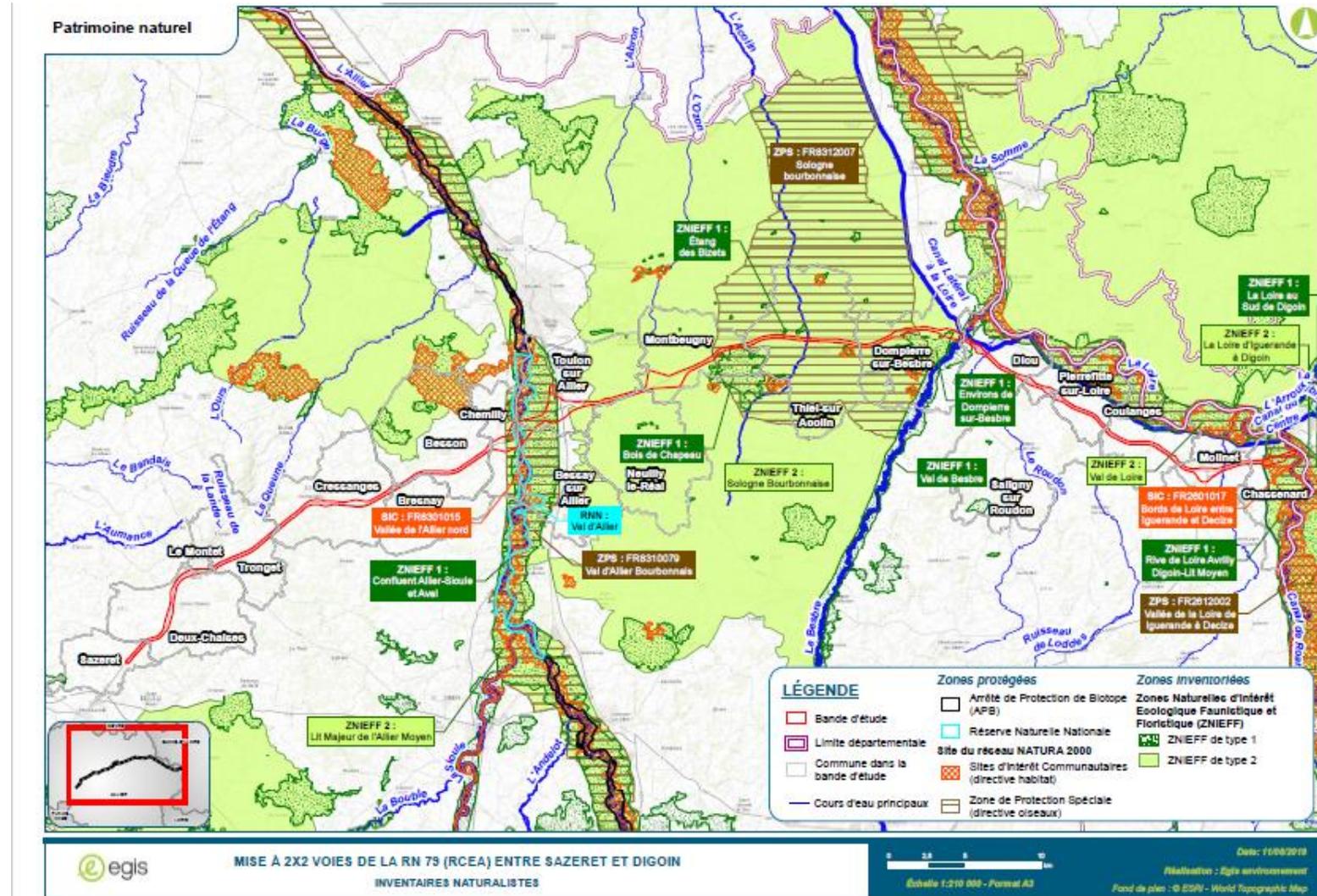


Figure 9 : Zones protégées et d'inventaires interceptées par le projet RCEA (A79) (source : DDAE du projet). Note : concernant le réseau Natura 2000, les zones spéciales de conservation (ZPS) sont désignées comme sites d'intérêt communautaire (SIC) sur la carte ci-dessus.

La RCEA traverse plusieurs sites Natura 2000, correspondant à des ZPS au titre de la Directive « Oiseaux » et à des zones spéciales de conservation (ZSC) au titre de la Directive « Habitats ».

Tableau 3 : Sites du réseau Natura 2000 traversés par la RCEA (A79).

Réseau Natura 2000	Désignation
Zone de protection spéciale (ZPS) Directive « Oiseaux »	<ul style="list-style-type: none">• FR8310079 – Val d’Allier Bourbonnais• FR8312007 – Sologne bourbonnaise• FR2612002 – Vallée de la Loire d’Iguerande à Decize
Zone spéciale de conservation (ZSC) Directive « Habitats »	<ul style="list-style-type: none">• FR8301015 – Vallée de l’Allier nord• FR2601017 – Val de Loire Bocager (anciennement Bords de Loire entre Iguerande et Decize)• FR8301014 – Étangs de la Sologne bourbonnaise

Quant à la RNNVA, dont la traversée par la RCEA constitue un point d’attention majeur, cette dernière est située au sud de la commune de Moulins et couvre 1450 ha. Elle comprend les deux rives de l’Allier, ses méandres libres et ses formations alluviales sur 21 km de long et 1-2 km de large. La RNNVA est constituée par l’emprise du Domaine Public Fluvial (DPF) et des parcelles privées enclavées dans le domaine public. Le Val d’Allier compte une grande variété de milieux naturels, avec une diversité faunistique et floristique riche ; il a une fonction de corridor écologique. La gestion de la RNNVA a été confiée à la Ligue pour la protection des oiseaux (LPO) Auvergne et à l’office national des forêts.



Carte 50 : Vue partielle du périmètre de la Réserve Naturelle Nationale du Val d'Allier de part et d'autre de la RCEA
(Source : <http://www.lpo-auvergne.org/>)

Figure 10 : Cartographie de la traversée du RNNVA par la RCEA (source : DDAE d'ALIAE)

La RCEA traverse deux sites Natura 2000 au niveau de la RNNVA : la ZPS « Val d'Allier Bourbonnais » (FR8310079) et la ZSC « Vallée de l'Allier Nord » (FR8301015). Elle est également concernée par deux ZNIEFF : Confluent Allier – Sioule et Aval (Type I) et Lit majeur de l'Allier moyen (Type II).

Ce qu'il faut retenir de la présentation du terrain RCEA (A79)

La RCEA a été construite et mise en service dans les années 1970. Au milieu des années 1990, sa mise à 2x2 voies avec statut de route express a été approuvée pour trois sous-sections localisées dans les départements de l'Allier et de la Saône-et-Loire. Compte tenu de son caractère accidentogène, un projet d'accélération des travaux d'élargissement a vu le jour dès la fin des années 2000, par recours à une concession autoroutière. Ce projet a par la suite été restreint au département de l'Allier, correspond à un linéaire de 88,45 km. Après la DUP intervenue en 2017, la concession a été attribuée à ALIAE (groupe Eiffage), qui a obtenu l'autorisation de réaliser le projet par un AP du 7 août 2020. L'A79 a été mise en service en novembre 2022.

Le territoire traversé par la RCEA (A79) est fortement agricole (à 71 %). Le projet concerne 20 communes, appartenant à 5 EPCI. Il est concerné par 3 SCoT et intercepte des EBC. Il se situe sur le bassin hydrographique Loire-Bretagne et est concerné par le SDAGE Loire-Bretagne (période 2016-2021) et 3 SAGE. Sont également recensés des ZNIEFF de type I et II, des sites Natura 2000, des zones humides à enjeux, ainsi que la RNNVA, point d'attention majeur.

III. Le GCO, nouvelle autoroute A355

Notre deuxième terrain de recherche porte sur le GCO de Strasbourg (Bas-Rhin), qui constitue la nouvelle autoroute A355 sur un parcours de 24 km, contournant la ville de Strasbourg par l'ouest, avec pour objectif affiché un désengorgement de l'autoroute A35 traversant la ville et, en conséquence, une diminution de la pollution pour une meilleure santé des habitants.

Le choix de l'étude s'est porté sur le GCO pour diverses raisons. Tout d'abord, il s'agit d'une infrastructure linéaire ayant fait l'objet d'une DUP, ce qui peut permettre une meilleure comparaison avec l'étude de cas RCEA (A79). Ensuite, tout comme notre premier terrain d'étude, le GCO a suivi une trajectoire parallèle au développement de la réglementation relative à la séquence ERC. Enfin, il s'agit d'un cas d'actualité ayant fait l'objet d'un très important contentieux, ce qui nous permet d'analyser l'aval d'un projet à travers des décisions juridictionnelles récentes sur les questions de compensation écologique.

Si le projet GCO (A355) est détaillé dans le Chapitre 5 qui aborde les résultats de cette étude de cas, nous présentons d'ores et déjà ci-après le projet en lui-même (**III.1**), ainsi que le contexte territorial dans lequel il s'inscrit (**III.2**). Cette présentation résulte des décisions juridictionnelles analysées, mais également, pour la vérification de la chronologie et la présentation du terrain, d'autres documents publics relatifs au GCO, tels que le dossier de demande d'autorisation présentée par la société concessionnaire, et en particulier la synthèse de l'étude d'impact actualisée et le dossier de demande de dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées pour les travaux préparatoires.

III.1 Le projet GCO (A355)

La naissance du projet GCO remonte aux années 1970, avec son inclusion dans des documents de planification de l'agglomération strasbourgeoise et de Molsheim-Mutzig. Les avancées se poursuivent et un cahier des charges est approuvé par le ministre compétent en 2000, qui sera suivi d'une concertation locale en 2003.

Le projet a été déclaré d'utilité publique par un décret du 23 janvier 2008¹⁶⁹. La DUP étant valable dix ans, ses effets ont fait l'objet d'une prorogation de huit années par un décret du 22 janvier 2018¹⁷⁰. La Société concessionnaire de l'autoroute du contournement ouest de Strasbourg (ARCOS) a été choisie comme concessionnaire de l'A355 entre l'échangeur A4-A35 au nord et l'échangeur A352-A35 au sud, pour une durée de 54 ans à compter de l'entrée en vigueur du contrat de concession signé entre ARCOS et l'État, soit le 31 janvier 2016, date de publication du décret approuvant le contrat¹⁷¹. Le 1^{er} février 2017, ARCOS a déposé une demande d'autorisation unique

¹⁶⁹ Décret du 23 janvier 2008 déclarant d'utilité publique et urgents les travaux de construction de l'autoroute A355, grand contournement ouest de Strasbourg, entre le nœud autoroutier A4-A35 (communes de Hoerdt, Geudertheim, Brumath, Reichstett et Vendenheim) et le nœud autoroutier A352-A35 (communes de Duppigheim, Duttlenheim et Innenheim) (...), JORF n° 20 du 24 janvier 2008.

¹⁷⁰ Décret n° 2018-36 du 22 janvier 2018 prorogeant les effets du décret du 23 janvier 2008 (préc.), JORF n° 18 du 23 janvier 2018.

¹⁷¹ Décret n° 2016-72 du 29 janvier 2016 approuvant la convention de concession passée entre l'État et ARCOS pour le financement, la conception, la construction, l'entretien, l'exploitation et la maintenance de l'autoroute A355, autoroute de contournement ouest de Strasbourg, ainsi que le cahier des charges annexé à cette convention, JORF n° 26 du 31 janvier 2016.

(DAU), sous le régime de l'expérimentation lancée en 2014¹⁷². Par ailleurs, l'A355 étant réalisée dans le prolongement de l'A4, elle se raccorde au nord aux autoroutes A4 et A35, la Société des autoroutes du nord et de l'est de la France (SANEF) ayant en charge l'aménagement du nœud autoroutier A4/A35/A355, dont elle est concessionnaire¹⁷³.

La Figure 11 ci-dessous présente la localisation du GCO.

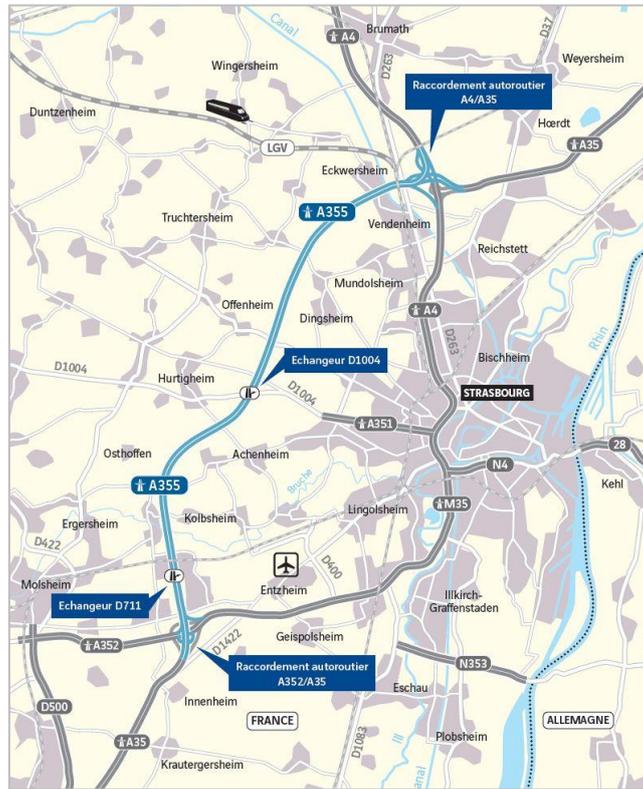


Figure 11 : Situation du projet GCO (source : DAU ARCOS)

Selon le maître d'ouvrage, l'objectif du GCO est de décongestionner l'A35 qui traverse la métropole de Strasbourg, en incitant le trafic de transit (et en particulier de poids lourds) à emprunter la nouvelle infrastructure autoroutière et, en conséquence, d'améliorer la qualité de l'air dans l'agglomération. Les 24 km du GCO, à 2x2 voies, doivent ainsi permettre de relier l'A355 aux autoroutes A4 et A35 à son extrémité nord (communes de Vendenheim et Brumath), et aux autoroutes A352 et A35 à son extrémité sud (échangeur existant sur la commune de Duttlenheim). Elle est également reliée, sur son tracé, à la RN4 et à la RD111, comme le montre la carte ci-dessous (Figure 12). Cette carte localise également les trois ouvrages non courants que comporte le projet, à savoir deux viaducs (l'un pour le franchissement de la vallée de la Bruche à Ernolsheim-Bruche

¹⁷² Décret n° 2014-751 du 1^{er} juillet 2014 d'application de l'ordonnance n° 2014-619 du 12 juin 2014 relative à l'expérimentation d'une autorisation unique pour les installations, ouvrages, travaux et activités soumis à autorisation au titre de l'article L.214-3 du C. env., JORF n° 152 du 3 juillet 2014. Ce décret a été abrogé à la suite de la généralisation de l'autorisation environnementale unique par le décret n° 2017-81 du 26 janvier 2017, préc.

¹⁷³ Décret n° 2015-1046 du 21 août 2015 approuvant des avenants aux conventions passées entre l'État et la SANEF et entre l'État et la Société des autoroutes Paris-Normandie pour la concession de la construction, de l'entretien et de l'exploitation d'autoroutes et aux cahiers des charges annexés à ces conventions, JORF n° 194 du 23 août 2015.

et Kolbsheim, et l'autre pour le franchissement du canal de la Marne au Rhin et des voies ferrées à Vendenheim), et une tranchée couverte d'environ 300 m de long, entre Vendenheim et Eckwersheim.

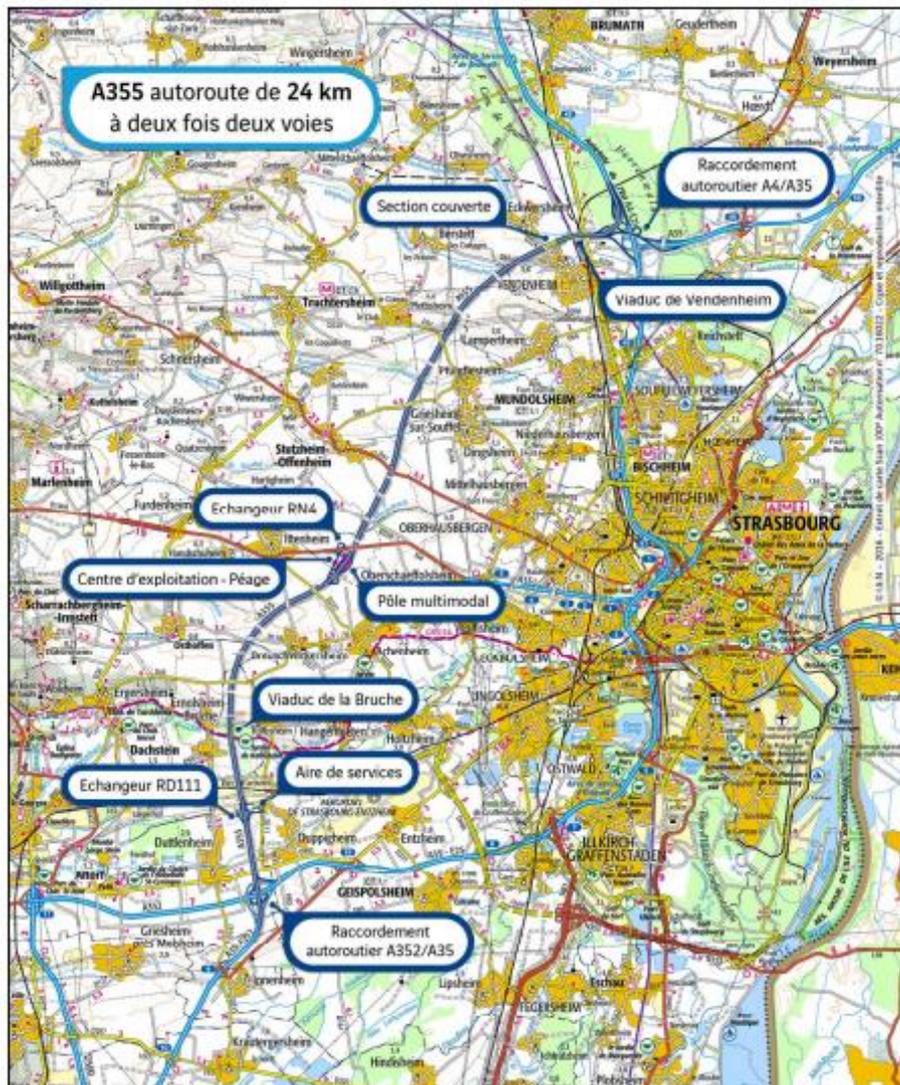


Figure 12 : Localisation du projet GCO et des principaux aménagements (source : DAU ARCOS)

ARCOS a été autorisée à réaliser les travaux de construction du GCO (A355) par un AP en date du 30 août 2018 (autorisation environnementale unique). Elle avait bénéficié antérieurement d'un AP d'autorisation pour les travaux préparatoires (dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées). La SANEF a quant à elle obtenu son autorisation de dérogation relative aux espèces protégées par deux arrêtés (préfectoral et ministériel) en date du 29 août 2018, et son autorisation au titre de la loi sur l'eau par AP du 30 août 2018.

L'A355 a été inaugurée le 11 décembre 2021 et mise en service le 17 décembre suivant.

III.2 Le contexte territorial dans lequel s'inscrit le projet GCO (A355)

Le territoire dans lequel s'insère le GCO est à **dominante rurale**, au sein notamment de la plaine agricole du Kochersberg et la bande agricole au sud de la Bruche. Les trois-quarts de l'emprise du projet correspondent à des parcelles cultivées, principalement en agriculture intensive (maïs –

culture majoritaire—, blé, maraîchage). Le territoire traversé est également concerné par des **massifs forestiers** et des boisements, les principaux étant localisés au niveau de la forêt domaniale de Krittwald (217 ha) au nord, ainsi que les forêts alluviales de la vallée de la Bruche.

Le projet GCO traverse 22 communes, telles qu'elles apparaissent sur la carte ci-dessous (Figure 13).



Figure 13 : Localisation du tracé du GCO, avec l'indication des communes traversées (source : ARCOS, dossier de demande de dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées pour les travaux préparatoires)

Selon la synthèse de l'étude d'impact actualisée (ARCOS), le projet traverse **trois ensembles géomorphologiques** : (i) au sud, la plaine de la Bruche, qui est plus ou moins marécageuse, mais généralement drainée et occupée par des prés aux alentours de la rivière, (ii) au centre, le plateau de Kochersberg, correspondant à 60 % du tracé, constitué de plateaux et de petites collines, parsemés de quelques ruisseaux, et (iii) au nord, le cône de déjection de la Zorn, correspondant aux terrasses alluviales de la Zorn, à l'est de Vendenheim (prairies et bois, quelques fois marécageux). Le plateau de Kochersberg est réputé très fertile, et est exploité par des cultures intensives.

Le territoire traversé par le projet appartient au **bassin hydrographique** Rhin-Meuse, dont le SDAGE a été approuvé le 30 novembre 2015 pour la période 2016-2021. La zone d'étude est située sur quatre bassins versants, à savoir ceux de (du sud au nord) : l'Ehn, la Bruche, la Souffel et le

Landgraben. Par ailleurs, le projet est concerné par le SAGE III-Nappe-Rhin. Un deuxième SAGE, le SAGE du Moder, était indiqué comme étant en cours d'élaboration au moment du DAU.

Quant au **contexte écologique**, 11 cours d'eau et 2 canaux ont été recensés dans l'aire d'étude, influençant l'existence d'une mosaïque d'habitats de zones humides. Par ailleurs, outre ces espaces cultivés, un certain nombre d'habitats liés aux activités anthropiques ont été recensés (« prairies fauchées et/ou pâturées, friches herbacées à arbustives, prairies fauchées de bord de routes, et autres milieux boisés avec des alignements d'arbres, des haies, des plantations, des vignes et vergers »). L'aire d'étude est aussi concernée par divers zonages environnementaux. Elle traverse quatre ZNIEFF de type I et trois ZNIEFF de type II, l'aire élargie (850 m) interceptant trois ZNIEFF de type I additionnelles (Figure 14).

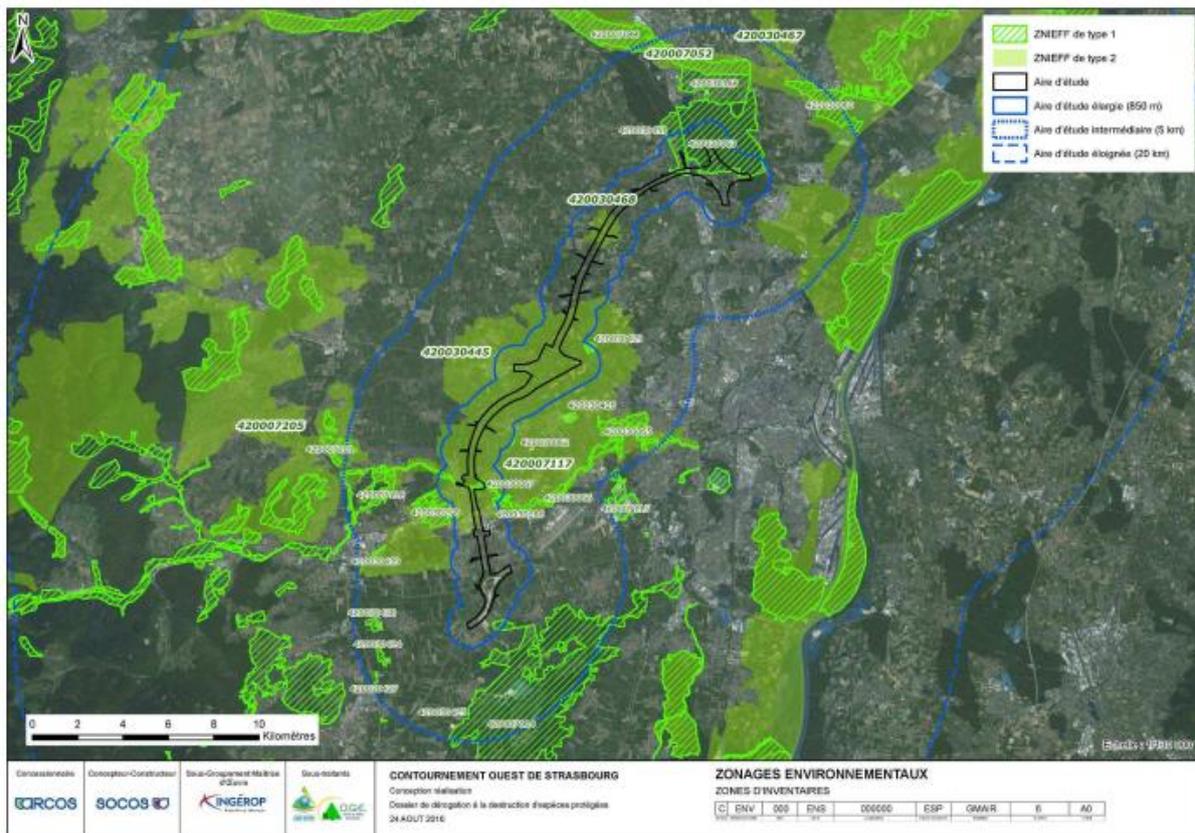


Figure 14 : Zones d'inventaires dans l'aire d'étude du GCO (source : ARCOS, dossier de demande de dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées pour les travaux préparatoires)

Le projet n'intercepte toutefois aucun site Natura 2000 directement, qu'il s'agisse de ZPS ou ZSC¹⁷⁴. L'aire d'étude est concernée par six réservoirs de biodiversité et sept corridors écologiques identifiés dans le SRCE d'Alsace (approuvé le 21 novembre 2014 et adopté par arrêté du préfet de région le 22 décembre 2014) (Figure 15). Aucune zone n'est concernée par des arrêtés de protection de biotope dans l'aire d'étude, mais deux ont été recensées dans le périmètre intermédiaire (de 5 km).

¹⁷⁴ Selon les informations contenues dans la synthèse de l'étude d'impact actualisée, « l'étude d'incidences Natura 2000 a permis de conclure qu'aucun habitat d'intérêt communautaire parmi ceux ayant justifié la désignation des Zones Spéciales de Conservation présentes dans un périmètre de 20 km autour du projet n'était à retenir dans l'évaluation ».

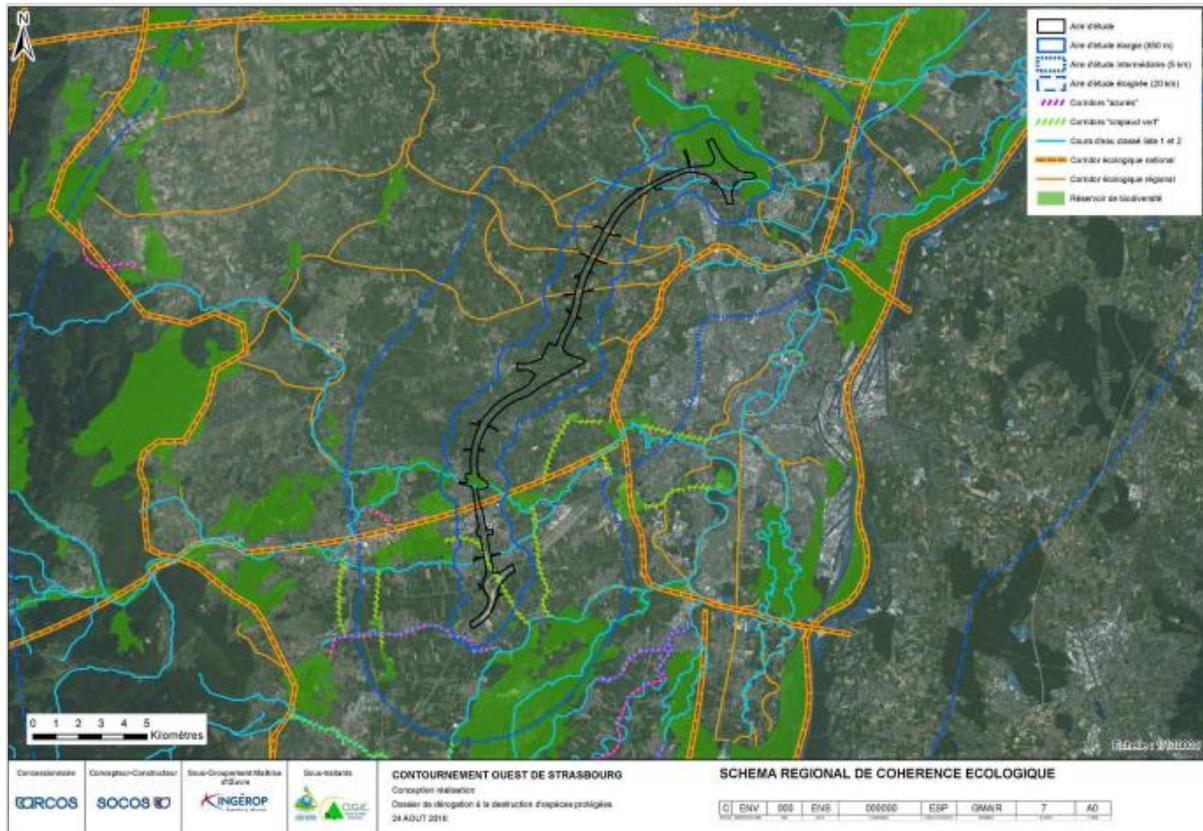


Figure 15 : Réservoirs de biodiversité et corridors écologiques identifiés dans le SRCE d'Alsace et concernés par le projet GCO (source : ARCOS, dossier de demande de dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées pour les travaux préparatoires)

Par ailleurs, parmi les espèces faisant l'objet d'un plan régional d'actions (PRA) en Alsace, seul le Crapaud vert (*Bufo viridis*) est concerné par l'aire d'étude. Le projet est également concerné par le PNA et deux zones de protection stricte (centre et nord) concernant le Grand hamster (*Cricetus cricetus*) telles que déterminées dans l'arrêté du 9 décembre 2016 relatif aux mesures de protection de son habitat¹⁷⁵, applicable au moment de la demande d'autorisation d'ARCOS.

Ce qu'il faut retenir de la présentation du terrain GCO (A355)

Le GCO constitue la nouvelle autoroute A355, longue de 24 km et qui contourne la ville de Strasbourg (Bas-Rhin) par l'ouest. Les objectifs mis en avant pour sa construction sont le désengorgement de l'autoroute A35 traversant Strasbourg, devant conduire à l'amélioration de la qualité de l'air. Le projet a été déclaré d'utilité publique en 2008, mais ce n'est qu'en janvier 2016 que la société ARCOS a été désignée concessionnaire et le contrat signé. Si ARCOS est concessionnaire pour la quasi-totalité de l'autoroute, la SANEF, société concessionnaire de l'autoroute A4, est en charge de l'aménagement, au nord, du nœud autoroutier A4/A35/A355. ARCOS a obtenu les autorisations requises pour la réalisation des travaux en 2017 (travaux

¹⁷⁵ Arrêté du 9 décembre 2016 relatif aux mesures de protection de l'habitat du Hamster commun (*Cricetus cricetus*), JORF n° 292 du 16 décembre 2016. Cet arrêté n'est plus en vigueur. Les « zones de protection stricte » sont à présent dénommées « zones de protection statique » dans l'arrêté du 23 mars 2022 relatif aux mesures de protection de l'habitat du hamster commun (*Cricetus cricetus*), JORF n°83 du 8 avril 2022.

préparatoires) et 2018 (travaux définitifs), et la SANEF en 2018 également. L'A355 a été mise en service le 17 décembre 2021.

Le territoire traversé par le GCO, comptant 22 communes, est à dominante rurale (parcelles cultivées sur les trois-quarts de l'emprise), mais est également concerné par des massifs forestiers. Le projet traverse trois ensembles géomorphologiques : la plaine de la Bruche au sud, le plateau de Kochersberg au centre et les terrasses alluviales de la Zorn au nord. Le territoire du projet appartient au bassin hydrographique Rhin-Meuse (SDAGE applicable), est situé sur quatre bassins versants et est concerné par le SAGE Ill-Nappe-Rhin. Il existe une mosaïque d'habitats de zones humides, en raison des 11 cours d'eau et 2 canaux recensés dans l'aire d'étude. Cette dernière traverse plusieurs ZNIEFF de type I et II et est concernée par six réservoirs de biodiversité et sept corridors écologiques identifiés dans le SRCE d'Alsace. Le projet n'intercepte pas directement de sites Natura 2000. Deux espèces sont concernées par un PRA (Crapaud vert, *Bufo viridis*) ou un PNA (Grand hamster, *Cricetus cricetus*).

IV. *Benchmark* international sur la compensation écologique : Colombie et Pérou

Cette comparaison internationale a pour objectif de donner un cadre réflexif à nos travaux de recherche, et en particulier de déterminer si certains éléments ressortant des réglementations des pays cibles pourraient être source d'inspiration dans le contexte français de compensation écologique.

Lors de la sélection des pays à étudier, nous avons souhaité porter notre attention sur des pays dont la législation n'est pas complètement éloignée de la législation française (p. ex. pays qui intègrent l'objectif de NNL et/ou qui ne font pas reposer leur réglementation sur une compensation purement financière), mais qui comportent toutefois des différences permettant d'ouvrir les perspectives. Par ailleurs, si nous avons souhaité privilégier des pays disposant de retours d'expérience sur la mise en œuvre de la compensation, ce critère ne devait pas permettre d'exclure des législations intéressantes par d'autres aspects (p. ex. caractère innovant et progressiste). Enfin, il est apparu pertinent d'éviter les redondances, c'est-à-dire de ne pas porter notre analyse sur des pays ayant fait l'objet de nombreuses études (tels que les États-Unis ou encore l'Australie).

Les pays qui ont été retenus sont la Colombie et le Pérou. Tous deux ont connu un important développement de leur réglementation en matière de compensation écologique depuis le début des années 2010. Par ailleurs, ces pays ont été peu, voire pas, étudiés en comparaison avec le système français. Or, s'il existe de nombreuses similitudes en termes, notamment, de principes applicables à la compensation, l'interprétation de certains de ces principes peut différer. Ainsi, la réalisation d'un *benchmark* sur ces deux pays apparaissait comme à même d'apporter une certaine innovation par rapport à l'état actuel de la recherche.

Si les résultats de notre travail de comparaison seront discutés dans un prochain chapitre (Chapitre 6), nous présentons d'ores et déjà le contexte territorial propre à la Colombie, d'une part (IV.1), et au Pérou, d'autre part (IV.2).

IV.1 Présentation du contexte territorial colombien

Le contexte colombien est présenté ici en termes (i) de géographie et organisation territoriale (IV.1.1), (ii) d'aménagements projetés, notamment en matière d'infrastructures (IV.1.2), et (iii) de l'état et des enjeux liés à la biodiversité (IV.1.3).

IV.1.1 Géographie et organisation territoriale de la Colombie

La Colombie est située au nord-ouest de l'Amérique du Sud, avec pour pays limitrophes le Panama, le Venezuela, le Brésil, le Pérou et l'Équateur, et est à cheval entre l'hémisphère nord et l'hémisphère sud (Figure 16). Sa superficie continentale est d'environ 1 142 000 km² et bénéficie d'un climat continental avec une variation très importante de température en fonction de l'altitude (Negret *et al.*, 2019).



Figure 16 : Carte de la Colombie (source : www.colombiaenmapas.gov.co)

Il s'agit d'une économie émergente. Jusqu'en 2009 elle était classée dans la catégorie des pays à revenu intermédiaire de la tranche intermédiaire ; en 2014 elle fait partie des pays à revenu intermédiaire de la tranche supérieure (OCDE & CEPAL, 2014), signe de son développement.

Au niveau administratif et territorial, la Colombie est divisée en 32 départements et 1123 municipalités, parmi lesquelles 5 ont le statut de district qui est attribué aux villes ayant une caractéristique spécifique par rapport à leur emplacement, commerce, histoire ou tourisme (OCDE & CEPAL, 2014). Il existe d'autres entités territoriales spéciales, telles que les réserves autochtones et les territoires collectifs des communautés afro-colombiennes (Sarmiento *et al.*, 2015). Par ailleurs, le degré de concentration de la propriété foncière y est l'un des plus élevés au monde, ce qui est pour partie liée à l'insécurité des droits fonciers des communautés autochtones et afro-colombiennes ; en 2011 a été adoptée une loi de restitution des terres (OCDE & CEPAL, 2014).

La Colombie a été pendant cinquante ans en proie à un conflit armé interne avec les guérilleros de gauche des Forces armées révolutionnaires de Colombie (FARC), le plus grand groupe rebelle du pays, et de l'Armée de libération nationale (ELN, *Ejército de Liberación Nacional*) au milieu des années 1960, les paramilitaires de droite devenant une troisième force dans ce conflit au cours des années 1990 à travers les Groupes unis d'autodéfense de Colombie (AUC, *Autodefensas Unidas de Colombia*) ; plus de 8,5 millions de personnes ont été officiellement enregistrées auprès de l'État colombien en tant que victimes du conflit (Prem *et al.*, 2020). Le 20 décembre 2014 les FARC ont établi un cessez-le-feu permanent, suivi le 29 août 2016 par un cessez-le-feu bilatéral définitif avec le gouvernement et ayant conduit à la signature d'un accord de paix approuvé par le Congrès colombien le 30 novembre 2016 (Prem *et al.*, 2020). La mise en œuvre de cet accord implique notamment une réforme agraire rurale (devant stimuler de nouveaux aménagements routiers et l'amélioration de l'accès fluvial dans des régions auparavant inaccessible en raison du conflit) et la restitution des terres aux victimes déplacées, mais également l'assimilation au sein de la société d'anciens soldats (Furumo & Lambin, 2020; Negret *et al.*, 2019).

IV.1.2 Aménagements projetés

Un Programme national de développement (PND) est préparé, par le Président, pour chaque période électorale, soit pour une durée de 4 ans ; il s'agit là d'une exigence légale (OCDE & CEPAL, 2014). Les objectifs du PND font l'objet d'un suivi via le Système national d'évaluation de la gestion et des résultats (*SINERGLA Seguimiento*¹⁷⁶) à travers un rapport mensuel renseignant des données qualitatives et quantitatives. Les PND peuvent inclure des objectifs en matière de biodiversité. L'on peut par exemple citer l'actualisation de la carte des écosystèmes continentaux, côtiers et marins (PND 2010-2014) (Colombie, 2011), ou encore la réalisation d'une mission en vue de recommandations pour améliorer l'efficacité des autorisations environnementales (PND 2018-2022) (Colombie, 2019).

En 2012 a été adoptée la loi 1508 sur les partenariats public-privé, définissant ainsi un nouveau cadre favorisant le développement de projets à participation privée¹⁷⁷ puis, en 2013, la loi 1682 sur les infrastructures¹⁷⁸. C'est dans ce cadre qu'ont été lancées la structuration et contractualisation du programme de quatrième génération de concessions (Programme 4G), qui comprend plus de 40 projets et concerne plus de 7000 km de routes nationales, dont plus de 1200 km en double voie, 141 km de tunnels et 150 km de viaducs (PND 2014-2018) (Colombie, 2015). En outre, si en moyenne seuls 60 km de double voie étaient construits annuellement entre 2002 et 2010, cette moyenne est passée à 180 km entre 2011 et 2013 et l'objectif affiché du gouvernement était d'atteindre une moyenne annuelle de 300 km au moins jusqu'à 2020 (PND 2014-2018) (Colombie, 2015).

Si les éléments ci-dessus se focalisent sur les infrastructures de transport, il convient de rappeler que la Colombie abrite d'importants gisements de pétrole et de minéraux et que son développement a été et continue d'être fondé sur l'exploitation de ces ressources. En 2010 les zones minières couvraient ainsi environ 8 % du territoire continental (OCDE & CEPAL, 2014). Or, il existe un chevauchement très important entre certaines ressources énergétiques et gisements minéraux et les zones importantes pour la biodiversité (OCDE & CEPAL, 2014; Saenz *et al.*, 2013b).

IV.1.3 État et enjeux liés à la biodiversité

La Colombie est découpée en cinq régions naturelles : Région Caraïbe, Région Andine, Région Pacifique, Région Orénoquie et Région Amazonie. Cinquante-deux pour cent du territoire colombien (600 247 km²) est boisé, 67 % de ce couvert forestier se trouvant dans la région amazonienne ; cela représente environ 6 % de l'ensemble du bassin amazonien (Furumo & Lambin, 2020 ; voir aussi OECD & ECLAC, 2014; Prem *et al.*, 2020).

¹⁷⁶ <https://sinergiapp.dnp.gov.co/#HomeSeguimiento>

¹⁷⁷ Loi 1508 du 10 janvier 2012 qui établit le régime juridique des partenariats public-privé, fixe les règles budgétaires organiques et établit d'autres dispositions (*por la cual se establece el régimen jurídico de las Asociaciones Público Privadas, se dictan normas orgánicas de presupuesto y se dictan otras disposiciones*), Diario Oficial n° 48.308 du 10 janvier 2012.

¹⁷⁸ Loi 1682 du 22 novembre 2013 adoptant des mesures et des dispositions pour les projets d'infrastructure de transport et accordant des pouvoirs extraordinaires (*por la cual se adoptan medidas y disposiciones para los proyectos de infraestructura de transporte y se conceden facultades extraordinarias*), Diario Oficial n° 48.987 du 27 novembre 2013.

La Colombie est l'un des pays les plus mégadivers au monde, le deuxième après le Brésil ; elle possède la plus grande variété d'écosystèmes au sein d'un pays et est l'un des quatre pays au monde avec la plus grande diversité d'espèces au sein de plusieurs des principaux groupes taxonomiques (OCDE & CEPAL, 2014). En 2017, la Colombie a mis à jour sa carte nationale des écosystèmes (Ideam *et al.*, 2017) (Figure 17).



Figure 17 : Carte des écosystèmes continentaux, côtiers et marins de Colombie (IDEAM, 2017)

Cette riche biodiversité colombienne est cependant soumise à de fortes pressions. La plupart des écosystèmes naturels de Colombie ont été transformés et dégradés notamment par la déforestation. Ainsi, entre 30 % et 50 % des écosystèmes naturels ont été transformés d'une manière ou d'une autre (OCDE & CEPAL, 2014). Il a notamment été estimé que près de 95 % des forêts sèches de Colombie ont été réduites par rapport à leur couverture initiale (Saenz *et al.*, 2013a).

La déforestation a diverses causes qui varient selon les régions : l'expansion de la frontière agricole (avec notamment la conversion des forêts en pâturages pour l'élevage extensif de bétail) et l'utilisation inadéquate des terres dans les activités agro-industrielles, l'exploitation minière à ciel ouvert, la construction d'infrastructures, l'implantation de cultures illicites et l'exploitation forestière (en ce inclus l'exploitation forestière illégale) (Colombie, MADS, 2015; Furumo & Lambin, 2020; Negret *et al.*, 2019; OCDE & CEPAL, 2014). Certains écosystèmes sont ainsi gravement fragmentés, en particulier les forêts et les *páramos* des hautes Andes, alors que plusieurs écosystèmes riches en biodiversité et diverses espèces menacées ne survivraient que dans des mosaïques socio-écologiques ou sur des propriétés privées. La région andine compte le plus grand nombre d'espèces menacées (OCDE & CEPAL, 2014).

Outre ces changements d'affectation des terres conduisant à la fragmentation des habitats naturels, ce qui constitue la principale cause de perte de biodiversité, d'autres causes de pression et d'érosion incluent : l'hydroélectricité, la surexploitation des ressources biologiques pour les activités de subsistance et artisanales, l'introduction d'espèces envahissantes, le développement urbain, la pollution et le changement climatique auquel le pays est très vulnérable (Colombie, MADS, 2015; OCDE & CEPAL, 2014). Selon OCDE & CEPAL (2014), la région Caraïbe et certaines parties de la région Andine devraient passer d'un climat semi-humide à un climat semi-aride au cours du siècle et l'approvisionnement en eau sera directement impacté par les conséquences du changement climatique sur les glaciers et les *páramos* des hautes Andes (*páramos altoandinos*). Ce sont déjà environ 17 % de la surface du pays qui connaît des problèmes de désertification, de dégradation des terres et de sécheresse, principalement dans les régions caribéenne, andine et des plaines orientales, qui sont là où se trouvent la grande majorité des activités économiques (OCDE & CEPAL, 2014).

En outre, les incertitudes concernant le régime foncier autochtone et l'accaparement illégal de terres, qui était monnaie courante durant le conflit armé, ont également contribué aux pressions sur la biodiversité (OCDE & CEPAL, 2014). Par ailleurs, si l'accord de paix avec les FARC est considéré comme une réalisation politique majeure après cinquante ans de conflit armé, cela a cependant eu pour conséquence une augmentation importante de la déforestation. Ainsi, la période 2015-2017 a vu une augmentation de 56 % du taux de déforestation annuel avec 220 000 ha de forêt perdus pour la seule année 2017 (Furumo & Lambin, 2020). Prem *et al.* (2020) ont réalisé une étude sur l'impact du cessez-le-feu permanent (déclaré par les FARC en 2014) sur la déforestation et ont ainsi constaté que ce cessez-le-feu avait été suivi d'une forte augmentation de la déforestation dans les municipalités anciennement contrôlées par les FARC, par rapport à d'autres zones, cette déforestation étant toutefois atténuée dans les municipalités à plus forte présence étatique (et notamment dans les parcs nationaux via une présence accrue de l'État) et capacité judiciaire. Les résultats de cette étude sont à comparer avec celle de Negret *et al.* (2019), selon lesquels le conflit armé et la culture illégale de la coca, pris isolément, ont eu un effet notable, en particulier en Amazonie ; toutefois, en combinaison avec d'autres variables leur effet était faible. Par ailleurs, Negret *et al.* (2019) ont constaté que les zones des parcs nationaux, terres collectives afro-colombiennes et réserves autochtones étaient négativement associées à la déforestation (données entre 2000 et 2010), ces dernières ayant le plus fort effet.

Ce qu'il faut retenir de la présentation de la Colombie

La Colombie, située au nord-ouest de l'Amérique du Sud, est considérée comme une économie émergente. Après 50 ans de conflit armé avec les groupes rebelles (guérilleros des FARC, ELN, puis AUC), un accord de paix a été signé entre le gouvernement et les FARC, impliquant une réforme agraire et la restitution des terres aux victimes déplacées. Cette situation apaisée permet le développement de projets, et notamment d'infrastructures linéaires, tenant une place importante dans les PND quadriennaux élaborés par le Gouvernement. Le développement de la Colombie est également fondé sur l'exploitation des ressources (gisements de pétrole et de minéraux), entraînant un chevauchement avec les zones importantes pour la biodiversité.

Il s'agit du deuxième pays le plus mégadivers au monde, derrière le Brésil. Sa riche biodiversité est soumise à d'importantes pressions, au premier rang desquelles la déforestation (plus de la moitié du territoire colombien est boisé). La Colombie est par ailleurs très vulnérable au changement climatique, environ 17 % de la surface du pays connaissant déjà des problèmes de désertification, de dégradation des terres et de sécheresse. Les incertitudes liées au régime foncier autochtone et l'accaparement de terres ont également contribué aux pressions sur la biodiversité.

IV.2 Présentation du contexte territorial péruvien

Le contexte péruvien est présenté ici en termes (i) de géographie, de contexte socio-économique et d'organisation territoriale (IV.2.1), et (ii) de l'état et des enjeux liés à la biodiversité (IV.2.2).

IV.2.1 Géographie, contexte socio-économique et organisation territoriale du Pérou



Le Pérou est situé à l'ouest de l'Amérique du Sud et est le troisième plus grand pays de la région, avec une superficie continentale de 1 285 215,6 km². Il compte 7062 km de frontières terrestres, avec pour pays limitrophes au nord la Colombie et l'Équateur, à l'est le Brésil, au sud-est la Bolivie et au sud le Chili. Il compte également 2414 km de côtes bordant l'océan Pacifique à l'ouest (OCDE & CEPAL, 2017).

Figure 18 : Carte du Pérou (source : Instituto Geográfico Nacional www.geoidep.gob.pe)

Le relief et le climat sont très variés, ce qui explique que le pays soit mégadivers (voir ci-dessous). Le climat y est tropical, subtropical et il existe des microclimats influencés par le courant de Humboldt, la cordillère des Andes et le fleuve Amazone, mais également les déserts côtiers. Les trois principales régions géographiques sont : (i) la zone côtière (12 % du territoire ; surfaces planes avec sols sableux et secs ; climat aride) ; (ii) la zone de la Sierra (28 % du territoire ; relief accidenté et hétérogène déterminé par la cordillère des Andes ; climat varié) ; et (iii) la jungle amazonienne (60 % du territoire ; divisée entre la haute jungle, *Selva alta*, et la plaine amazonienne, *Llano amazónico* ; climat chaud et humide avec des pluies abondantes) (OCDE & CEPAL, 2017). Plus de la moitié de son territoire est recouvert de forêt et il possède la deuxième plus grande extension de forêt amazonienne (OCDE & CEPAL, 2017; Pérou, MINAM, 2019d). Il existe trois régions

hydrographiques : la région pacifique, la région amazonienne (ou bassin atlantique) et le bassin endoréique du lac Titicaca. Le versant amazonien possède environ 98 % des eaux de surface disponibles (OCDE & CEPAL, 2017).

Le Pérou est une république constitutionnelle avec un système de gouvernement unitaire et décentralisé (OCDE & CEPAL, 2017). En 2002, le pays a entamé un processus de décentralisation, par lequel les fonctions environnementales et d'aménagement du territoire ont été transférées des autorités sectorielles aux gouvernements régionaux et locaux (OCDE & CEPAL, 2017). D'un point de vue de l'organisation territoriale, le Pérou est composé de 24 départements (et une province constitutionnelle du Callao), divisés en 196 provinces, elles-mêmes subdivisées en 1874 districts (OCDE & CEPAL, 2017).

Si l'économie péruvienne est considérée comme la septième d'Amérique latine et des Caraïbes, elle était toutefois la deuxième économie à la croissance la plus rapide pour la période 2003-2013 (avec, sur cette période, une augmentation de son PIB à un taux annuel de 6,4 % et une augmentation de l'investissement direct étranger de 619 %) (OCDE & CEPAL, 2017). Le Pérou est considéré comme un pays à revenu moyen dont la croissance économique est portée par l'exploitation de ressources naturelles renouvelables et non renouvelables (comme la pêche, le Pérou étant le plus grand producteur mondial de poisson à partir de l'anchois) et de l'exploitation de minerais polymétalliques et d'hydrocarbures (OCDE & CEPAL, 2017). L'extraction d'hydrocarbures et de minéraux représentait 12,1 % du PIB du pays en 2013 (OCDE & CEPAL, 2017). Toujours en 2013, les exportations de minéraux (principalement le cuivre, suivi de l'or, du plomb, du zinc et du fer) représentaient 61 % (25 545 milliards de dollars américains) des exportations totales du pays (OCDE & CEPAL, 2017). Environ 15 % du territoire péruvien possède des droits miniers, mais 63,6 % du territoire fait l'objet de restrictions à l'activité minière, ce qui laisse toutefois de la place pour une expansion de la surface sous concessions minières (OCDE & CEPAL, 2017).

Quant aux infrastructures linéaires, la France assiste le Pérou dans la maîtrise d'ouvrage de la Nouvelle autoroute centrale (*Nueva Carretera Central*), future autoroute de 136 km devant relier le nord de Lima à la région de Junín, de l'autre côté de la Cordillère des Andes. Il s'agira d'une 2x2 voies devant comprendre 30 km de tunnel et 20 km de viaduc (André, 2021).

IV.2.2 État et enjeux liés à la biodiversité

Il existe au Pérou différentes écorégions qui abritent 84 des 117 biomes mondiaux (OCDE & CEPAL, 2017). La dernière mise à jour du profil de biodiversité du Pérou a été réalisée en 2019, couvrant la période 2014-2018, et a fait l'objet d'une communication à la CBD dans le cadre du sixième rapport national (Pérou, MINAM, 2019d).

Le Pérou est considéré comme l'un des 17 pays mégadivers de la planète (OCDE & CEPAL, 2017). Il compte une grande diversité d'écosystèmes en raison de sa situation tropicale, des principaux courants marins et de ses reliefs montagneux, qui définissent des environnements différenciés par leur altitude et leurs conditions climatiques (Pérou, MINAM, 2019d). En 2018 a été publiée une carte nationale des écosystèmes du Pérou (Pérou, MINAM, 2018), reproduite ci-après (Figure 19).

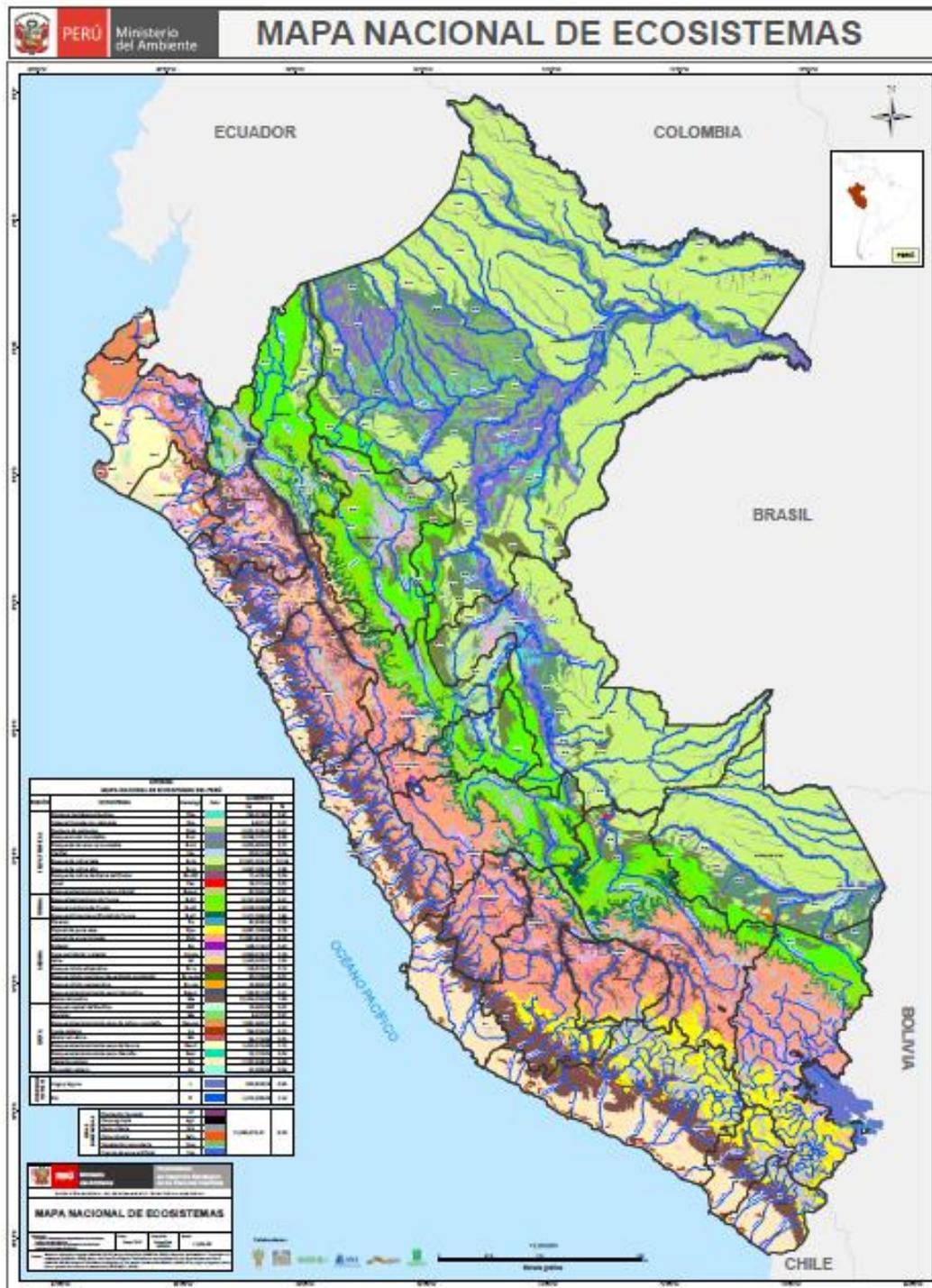


Figure 19 : Carte nationale des écosystèmes du Pérou (Pérou, MINAM, 2018)

Les zones naturelles terrestres protégées (publiques ou privées) représentent une superficie de 22,9 millions d'hectares, ce qui équivaut à 17,52 % du territoire national (Pérou, MINAM, 2019d). Les écosystèmes de montagne ont un rôle primordial dans la régulation de l'eau, la lutte contre l'érosion et l'atténuation des risques environnementaux, ce qui est particulièrement important pour la côte aride où se concentrent les deux tiers de la population. Les glaciers (le Pérou possède 71 % des glaciers tropicaux du monde) se trouvent cependant en net retrait en raison du changement climatique (Pérou, MINAM, 2019d).

Quant aux forêts, elles occupent plus de la moitié du territoire national. La plupart des forêts sont de type tropical (représentant 54 % du territoire) ; viennent ensuite la forêt sèche (3 %) et la forêt andine (0,2 %) (OCDE & CEPAL, 2017). Elles jouent un rôle important pour le climat, l'air, le contrôle de l'érosion et la régulation de l'eau ; elles sont également une source de nourriture, de bois (construction et combustible), de plantes médicinales, vitaux pour les populations locales et en particulier les communautés amazoniennes (Pérou, MINAM, 2019d). Entre 2003 et 2012 la superficie couverte par la forêt a diminué d'un peu moins de 2 %, la région amazonienne étant la plus touchée (plus de 113 000 ha par an) (OCDE & CEPAL, 2017). La déforestation s'est produite principalement dans des forêts non classées, c'est-à-dire qui n'ont pas de système d'administration ou de protection (OCDE & CEPAL, 2017). Si deux écosystèmes forestiers (la forêt tropicale du Pacifique et la savane humide avec palmiers) sont intégralement inclus dans des aires protégées, ce n'est pas le cas par exemple des forêts de *yunga* ou de haute jungle qui sont soumises à de fortes pressions : elles ont perdu 24 % de leur extension et présentent une forte probabilité de déforestation dans les 27 % restants de leur surface (Pérou, MINAM, 2019d). Parmi les autres écosystèmes forestiers, la forêt relique méso-andine est l'écosystème le plus vulnérable (seulement 275 ha en zones protégées) ; quant aux forêts sèches saisonnières, elles ne sont pas comprises dans des aires protégées (Pérou, MINAM, 2019d).

La législation péruvienne identifie en outre des écosystèmes fragiles¹⁷⁹, lesquels comprennent les déserts, les terres semi-arides, les montagnes, les marécages (*pantanos*), les *bofedales* (zones humides d'altitude), les baies, les petites îles, les zones humides, les lagunes des hautes Andes, les collines (*lomas*) côtières, les forêts de brouillard (*bosques de neblina*) et les forêts reliques.

Les pressions et menaces qui pèsent sur la biodiversité sont de natures diverses. Il s'agit notamment de la dégradation des écosystèmes en raison d'une mauvaise gestion et de la surexploitation des ressources (p. ex. surpâturage en haute altitude, exploitation forestière et chasse sélectives dans les forêts amazoniennes) ; du changement climatique qui, outre son impact déjà visible sur les écosystèmes notamment d'eaux continentales (glaciers) et marins et côtiers, pourrait entraîner des changements majeurs dans la composition et l'abondance des espèces ; la perte d'habitat due aux activités minières, à l'élevage, à l'agriculture et à l'exploitation forestière, ainsi qu'aux grands travaux d'infrastructure (OCDE & CEPAL, 2017; Pérou, MINAM, 2019d). Parmi ces activités, certaines sont réalisées de manière illicite (p. ex. l'exploitation minière et forestière illégale) (OCDE & CEPAL, 2017). La pollution due aux déchets solides et aux eaux usées a également un impact important sur les écosystèmes marins et d'eau douce, tout comme la surpêche (dans les rivières amazoniennes cela impacte la sécurité alimentaire des populations indigènes) (Pérou, MINAM, 2019d). La modification de l'utilisation des terres côtières due à l'aquaculture a des effets irréversibles, notamment sur les mangroves (OCDE & CEPAL, 2017).

En outre, les problèmes tels que la déforestation et la dégradation des terres sont liés à l'absence de formalisation de la propriété des terres. Cela est source d'insécurité juridique qui peut conduire à des comportements prédateurs (recherche d'une rentabilité immédiate, sans investissements à long terme qui améliorent la productivité tout en conservant le capital naturel). Cette absence de formalisation de la propriété est également source de conflit, voire de violences (OCDE & CEPAL,

¹⁷⁹ Loi n° 28611, loi générale sur l'environnement (*Ley General del Ambiente*), Diario Oficial El Peruano du 15 octobre 2005. Cette loi a été modifiée à diverses reprises depuis son adoption.

2017). Quant aux types de propriété, il convient de distinguer entre propriété collective et propriété privée. Ainsi, au Pérou, la propriété collective (c'est-à-dire par les communautés paysannes et autochtones) représente 60 % du total (contre 36% détenus par des particuliers), en faisant ainsi la forme la plus courante de propriété foncière. Cependant, seuls 11 % des terres agricoles sont détenues collectivement, 83 % de ces terres appartenant à des particuliers. En revanche, « *plus de 95 % des terres appartenant aux communautés paysannes et près de 100 % des terres appartenant aux communautés indigènes ne sont pas utilisées à des fins agricoles* » (OCDE & CEPAL, 2017). L'absence d'aménagement territorial, la faible valeur marchande des terres forestières face à d'autres utilisations et les politiques publiques sectorielles de promotion de la production allant à l'encontre de la préservation et de l'utilisation durable de la biodiversité, sont également citées comme causes de déforestation (OCDE & CEPAL, 2017).

Ce qu'il faut retenir de la présentation du Pérou

Le Pérou est situé à l'ouest de l'Amérique du Sud, sur la côte pacifique. Il est considéré comme un pays à revenu moyen ; sa croissance économique est portée par l'exploitation de ressources naturelles renouvelables et non renouvelables, et l'exploitation de minerais et d'hydrocarbures. Environ 15 % du territoire péruvien possède des droits miniers. Par ailleurs, la France assiste le Pérou dans la maîtrise d'ouvrage de la *Nueva Carretera Central*, une autoroute de 136 km en cours de construction.

Tout comme la Colombie, le pays est mégadivers, ce qui s'explique par son relief et son climat très variés. Ses trois principales régions géographiques sont la zone côtière, la zone de la Sierra et la jungle amazonienne. Plus de la moitié de son territoire est recouvert de forêt, mais sa superficie continue de diminuer. Les activités exerçant la plus forte pression sur la conservation des forêts sont notamment l'agro-industrie, l'exploitation forestière, les activités minières et le développement d'infrastructures routières. Le Pérou est également vulnérable au changement climatique.

Deuxième Partie. La compensation écologique : territoires, contentieux, *benchmark* international

Cette Deuxième Partie présente les résultats pour chacun de nos terrains et matériaux empiriques de recherche.

Le Chapitre 4 concerne l'étude de cas RCEA (A79), correspondant à l'élargissement de la RCEA pour une mise à 2x2 voies aux standards autoroutiers, sur un linéaire de 88 km, et dont ALIAE (groupe Eiffage) est concessionnaire. Ce chapitre, après avoir détaillé la méthodologie de recherche appliquée, présente la chronologie du projet. L'analyse prend la forme d'un manuscrit en préparation pour soumission à la revue *Natures Sciences Sociétés*, intitulé « La compensation écologique, un arrangement sous contrainte. Illustration par l'étude d'une infrastructure linéaire de transport », présentant la compensation écologique comme le résultat de compromis entre acteurs, dans un cadre contraint.

Le Chapitre 5 se concentre sur l'étude des contentieux administratifs introduits à l'encontre du projet GCO (A355). Ainsi, après une présentation de la méthodologie appliquée et de la chronologie du projet, le chapitre expose les résultats de l'analyse des différentes décisions juridictionnelles rendues par les juges administratifs, en lien avec la compensation écologique.

Le Chapitre 6 correspond au *benchmark* international portant sur la Colombie et le Pérou. Tout comme pour les chapitres précédents, nous présentons la méthodologie de recherche mise en œuvre. Le chapitre présente ensuite le cadre réglementaire applicable à la compensation écologique dans chacun des pays étudiés. Le cœur de l'analyse est constitué de trois articles (un article publié, un article accepté et un article en cours de révision), permettant une comparaison entre la France, la Colombie et le Pérou.

Chapitre 4. La compensation écologique : un arrangement entre acteurs

Ce chapitre présente les résultats de l'étude de cas portant sur la RCEA et sa transformation en autoroute A79. Le projet initial portait sur la mise à 2x2 voies et la transformation en infrastructure autoroutière de 240 km traversant les départements de l'Allier et de la Saône-et-Loire. Ce n'est, au final, que le tronçon situé dans le département de l'Allier qui a fait l'objet d'une concession, dont le concessionnaire est la société ALIAE. L'étude de cas porte ainsi uniquement sur la portion de RCEA concédée à ALIAE, représentant 88,45 km entre les communes de Sazeret (Allier) et Digoin (Saône-et-Loire, en limite de département).

Nous faisons le choix de faire référence à la notion d'arrangement plutôt que de compromis entre acteurs, l'arrangement pouvant se rapporter à des domaines scientifiques divers (p. ex. arrangement cellulaire ou moléculaire dans le domaine du vivant ; arrangement comme accord entre particuliers pour régler une situation litigieuse dans le domaine juridique) (Nachi, 2022). Comme le note Nachi (2022), « dans les différents domaines et usages du terme arrangement, il existe un noyau sémantique et lexicographique commun qui véhicule l'idée d'accommodement, d'adaptation, d'agencement ou de transaction et d'accord de gré à gré ». Les arrangements sont au cœur des diverses sphères de l'activité humaine, au rang desquelles les relations sociales et l'univers normatif (Nachi, 2022).

Nous présentons tout d'abord la méthodologie de recherche mise en œuvre (I), avant de détailler l'évolution du projet autoroutier depuis le milieu des années 1990 jusqu'à sa mise en service en novembre 2022 (II). L'analyse des interactions entre les acteurs du projet et leur impact sur la compensation écologique est ensuite présentée (III), avant de conclure (IV).

I. Méthodologie

La méthodologie utilisée a consisté en l'analyse d'un corpus de textes et en la conduite d'entretiens semi-directifs auprès des acteurs du projet de mise à 2x2 voies d'un segment de la RCEA.

La revue de littérature a porté sur (i) l'ensemble des documents disponibles publiquement depuis l'initiation du projet d'élargissement de la RCEA (c'est-à-dire depuis les décrets DUP des années 1990) jusqu'à l'arrêté d'autorisation environnementale et les arrêtés complémentaires subséquents, (ii) les documents additionnels communiqués par ALIAE et (iii) la revue des textes juridiques applicables.

L'Annexe 1 liste l'ensemble des documents étudiés et analysés (hors textes juridiques), correspondant aux catégories suivantes :

- Décrets DUP des années 1990 ;
- Documents relatifs au débat public ;
- Documents relatifs à la concertation préalable avec garant ;
- Dossier DUP et décret DUP ;
- Documents relatifs à la concession autoroutière ;

- DDAE soumis par ALIAE, en ce inclus les avis soumis par diverses entités et les documents relatifs à l'enquête publique ;
- Arrêté préfectoral d'autorisation et arrêtés préfectoraux complémentaires ; et
- Informations sur les outils de maîtrise foncière auxquels ALIAE a eu recours pour mettre en œuvre les mesures compensatoires.

Il nous paraît toutefois important de relever certaines difficultés d'accès à des documents qui sont pourtant de nature publique, dont nous avons cependant pu obtenir communication par le biais d'ALIAE. Ainsi, le dossier des engagements de l'État, indiqué dans le décret DUP publié en 2017¹⁸⁰ comme faisant l'objet d'une publication par l'État après la prise du décret¹⁸¹, n'est pas disponible en ligne. En effet, les annexes au contrat de concession (l'annexe 14 est constitué des engagements de l'État) ne sont pas disponibles sur Internet et ne sont *a priori* disponible qu'au ministère de la Transition écologique à La Défense¹⁸². Ainsi, s'il n'est pas impossible d'obtenir ces documents, leur accès n'est pas facilité. Par ailleurs, au moment de la réalisation de nos travaux de recherche, le DDAE soumis par ALIAE n'était plus disponible en ligne dans son intégralité¹⁸³. Nous en avons eu communication par le concessionnaire.

Par ailleurs, il convient de noter que nous avons consulté à plusieurs reprises le site officiel de consultation des projets soumis à étude d'impact¹⁸⁴, les 24 mai et 18 novembre 2021, et les 14 mars et 30 juin 2023. Un seul projet correspondait à la recherche avec le mot-clé « RCEA » : il s'agit de la mise à 2x2 voies de la RCEA entre Cressanges et Chemilly, datant de 2012. Aucun résultat pertinent ne ressort avec les mots-clés « A79 » ou « Route Centre Europe Atlantique », ou encore avec le nom des communes traversées par l'A79.

Enfin, 11 entretiens ont été réalisés avec des personnes impliquées dans le volet relatif à la compensation écologique de l'étude de cas RCEA (A79). Ces personnes appartiennent aux entités listées dans le Tableau 4¹⁸⁵ ci-après :

¹⁸⁰ Décret n° 2017-579 du 20 avril 2017 déclarant d'utilité publique les travaux de mise à 2x2 voies de la route Centre Europe Atlantique (RN 79) entre Montmarault (Allier) et Digoïn (Saône-et-Loire), conférant le statut autoroutier à cette section de la RN 79 et portant mise en compatibilité des documents d'urbanisme des communes de Besson, Chemilly, Dompierre-sur-Besbre, Molinet et Sazeret dans le département de l'Allier et de la commune de Digoïn dans le département de Saône-et-Loire, JORF n° 95 du 22 avril 2017.

¹⁸¹ Un dossier des engagements de l'État est un document publié suite à la DUP d'un projet et qui présente les engagements pris par l'État en faveur notamment de l'environnement. Ce dossier est prévu par la circulaire du 15 décembre 1992 relative à la conduite des grands projets nationaux d'infrastructures, JORF n° 48 du 26 février 1993.

¹⁸² Le contrat de concession tel qu'annexé au décret n° 2020-252, préc., liste ses annexes à son article 47 et précise que « *les pièces susmentionnées annexées au cahier des charges sont consultables, dans le respect des secrets protégés par la loi, au ministère de la transition écologique et solidaire, tour Séquoia, La Défense* ».

¹⁸³ La page de la préfecture de l'Allier relative à la RCEA (A79) a été consultée pour la dernière fois le 30 juin 2023.

¹⁸⁴ <https://www.projets-environnement.gouv.fr/pages/home/>

¹⁸⁵ Les noms des personnes enquêtées ne sont pas indiqués, conformément aux stipulations de la convention signée entre ALIAE et l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, mais également dans un souci de respect du RGPD, préc.

Tableau 4 : Entretiens menés dans le cadre de l'étude de cas RCEA (A79)

Catégorie d'acteurs	Nom de la structure	Nombre d'entretiens	Date de l'entretien
Concessionnaire	ALIAE	1	12 juillet 2022
Bureau d'étude	Egis	2	10 novembre 2022 25 novembre 2022
Bureau d'étude	Dervenn	1	10 octobre 2022
Services de l'État	DDT Allier	2	30 septembre 2022 6 octobre 2022
Services de l'État	DREAL Auvergne- Rhône-Alpes	1	7 octobre 2022
Services de l'État	OFB	1	4 novembre 2022
Association	LPO	1	28 septembre 2022
Association	Symbiose Allier	2	15 novembre 2022

Il s'agissait d'entretiens semi-directifs. Un guide d'entretien a été élaboré et envoyé à chacune des personnes enquêtées en amont de l'entretien. Ce guide a été adapté en fonction des personnes ciblées. L'Annexe 2 du présent document inclut la version du guide avec l'ensemble des questions, sans distinction (des questions ont pu être enlevées en fonction des cibles).

II. L'évolution du projet : de la construction de la RCEA dans les années 1970 à la mise en service de l'A79 en 2022

L'évolution de la législation relative à la séquence ERC a été décrite de manière détaillée dans le Chapitre 2. Le développement du projet RCEA (A79) s'est fait de manière parallèle aux évolutions législatives et réglementaires, tel que le synthétise la Figure 20 ci-dessous. Il est fait le choix, pour une meilleure lisibilité de l'illustration, de ne pas indiquer les documents non opposables juridiquement (doctrine ERC, lignes directrices ERC, guides spécifiques, etc.).

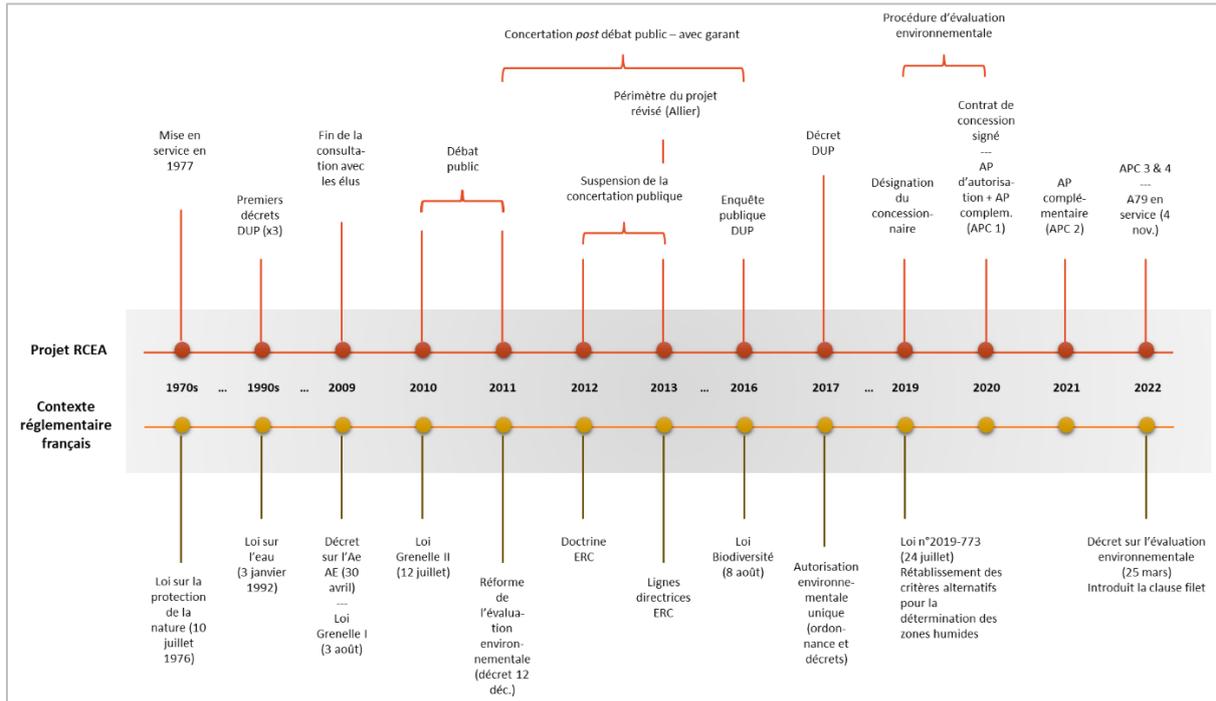


Figure 20 : Mise en parallèle des jalons du projet RCEA (A79) et des évolutions législatives et réglementaires ayant une incidence sur les questions de compensation écologique (modifiée d'après Salès, 2023)

Les diverses étapes du projet RCEA (A79) sont décrites plus en détail dans les paragraphes qui suivent, et se fondent sur les informations contenues dans l'ensemble des documents analysés, listés à l'Annexe 1.

II.1 De la mise en service de la RCEA au projet d'accélération de sa mise à 2x2 voies par concession autoroutière : 1977-2009

Le RCEA relie Royan, sur la côte atlantique, à Chalon-sur-Saône et Mâcon sur l'autoroute A6, prolongée au-delà par le réseau autoroutier de l'est. La RCEA fait partie de l'itinéraire européen E62. Elle constitue la première route transversale au nord du Massif central.

La route a été construite dans les années 1970 et mise en service en octobre 1977. En 1993 a été approuvée, par deux décisions ministérielles des 3 août et 7 décembre, sa mise à 2x2 voies avec statut de route express sur trois sous-sections : de Montmarault (Allier) à Paray-le-Monial (Saône-et-Loire), de Paray-le-Monial à Chalon-sur-Saône (Saône-et-Loire), et de Paray-le-Monial à Mâcon (Saône-et-Loire). Ce tronçon de la RCEA, d'une longueur totale de 240 km (le tronc commun et les deux branches) permet de connecter l'autoroute A71 à l'est (Montmarault) et l'autoroute A6 à l'est, à Chalon-sur-Saône (par les RN 70 et 80) et Mâcon (par la RN79) (voir Figure 7 dans le Chapitre 3).

Les travaux concernant l'aménagement à 2x2 voies de la section susvisée de la RCEA ont été déclarés d'utilité publique et urgents par trois décrets (selon les sous-sections concernées) des 17 mars 1995, 31 mai 1996 et 9 mai 1997. Ces DUP ont permis l'acquisition par voie d'expropriation de la quasi-totalité du foncier nécessaire à la mise à 2x2 voies. Une partie des travaux a été effectuée par la suite à travers des financements publics. L'État a toutefois souhaité accélérer la mise à 2x2 voies de la RCEA sur le tronçon précité, compte tenu notamment de son

caractère accidentogène (la RCEA est connue comme la « route de la mort »)¹⁸⁶. C'est ainsi qu'une concertation a eu lieu entre l'État et les élus entre 2007 et 2009, laquelle a abouti au projet d'accélération de la mise à 2x2 voies de la RCEA entre les autoroutes A71 et A6, par concession autoroutière.

II.2 Du débat public à la révision du projet devant faire l'objet d'une concession autoroutière : 2010-2013

L'État a élaboré et soumis un dossier de saisine à la CNDP le 15 février 2010, conformément aux dispositions du C. env., le projet relevant de la « *création d'autoroutes, de routes express ou de routes à 2x2 voies à chaussées séparées* », étant d'un montant supérieur à 300 millions d'euros et dépassant 40 km¹⁸⁷. Le projet tel que soumis à débat public porte sur les 240 km de tronçon allant de Montmarault à Chalon-sur-Saône/Mâcon. Les enjeux avancés par le maître d'ouvrage (l'État) pour l'aménagement de la RCEA sont : l'amélioration de la sécurité routière (enjeu prioritaire), l'amélioration de la qualité de service (pour les usagers), le développement économique (renforcement de l'accessibilité et de l'attractivité des territoires) et l'intégration environnementale du projet (mise à niveau environnementale compte tenu de l'évolution des exigences en la matière)¹⁸⁸.

La CNDP a demandé une expertise complémentaire sur les aspects juridiques et financiers du projet. L'expert a mis en avant des points de fragilité juridique du dossier, parmi lesquels l'insuffisance d'itinéraires alternatifs. À cet égard, dans son bilan du 29 mars 2011, le président de la CNDP note que la situation diffère selon le département concerné, puisqu'il n'existe qu'un seul itinéraire de substitution en Saône-et-Loire, contre trois dans l'Allier. Ainsi, selon le compte-rendu de la présidente de la Commission particulière du débat public (CPDP), également du 29 mars 2011, « *le débat public a permis de dégager un (quasi-)consensus quant à la finalité du projet, à savoir la nécessité, voire l'urgence, d'achever rapidement la mise à 2x2 voies de la RCEA* ». En revanche, les deux départements ont des positions divergentes quant au recours à la concession, l'Allier étant globalement pour, alors que la Saône-et-Loire y est globalement opposée.

¹⁸⁶ Dans le dossier DUP, l'analyse des accidents a été actualisée sur la période 2009-2013 : 57 accidents ont été recensés entre Montmarault et Digoin, dont 29 mortels. Le nombre d'accidents n'a pas évolué par rapport à la période 2005-2009 (environ 11 par an), mais il y a eu une forte augmentation du nombre de tués (28 morts en 2005-2009 et 42 en 2009-2013). Sur la période 2009-2013, les accidents se sont produits sur des sections bidirectionnelles ; les chocs frontaux, impliquant un poids lourd dans la majorité des cas, représentent 47 % des accidents.

¹⁸⁷ C. env., art. R.121-2, dans sa rédaction en vigueur en 2010 (le seuil relatif au coût économique du projet a, depuis, été relevé de 300 millions d'euros à 455 millions d'euros). À noter que les seuils applicables à un projet autoroutier tel que la RCEA sont alternatifs (coût supérieur à 300 millions d'euros ou longueur supérieure à 40 km), bien que la RCEA atteignent les deux.

¹⁸⁸ Les maîtres d'ouvrage successifs (État, puis ALIAE) ont mis en avant une amélioration de la transparence écologique de l'infrastructure (correspondant notamment à des mesures de réduction), à travers l'allongement du viaduc dans la RRNV permettant d'améliorer les continuités écologiques sous l'ouvrage, la création d'ouvrages de franchissement pour la petite faune et la grande faune (un passage grande faune au niveau de la forêt de Montbeugny), et la modification d'ouvrages hydrauliques pour permettre notamment d'améliorer le passage de la faune (équipement des passages hydrauliques avec des banquettes, etc.).

Ainsi, à la suite du débat public, l'État a retenu le principe de la concession autoroutière, dans une décision ministérielle en date du 24 juin 2011, conformément à l'article L.121-13 du C. env.¹⁸⁹. Cette décision prévoit par ailleurs la mise en place d'un comité de suivi sous l'égide du préfet de la région Auvergne, et indique que la concertation et l'information du public doivent être poursuivies sous l'égide d'un garant. Le maître d'ouvrage (préfet de l'Auvergne, coordonnateur du projet) a ainsi sollicité de la CNDP la désignation d'un garant « chargé de veiller à la mise en œuvre des modalités d'information et de participation du public » pendant la phase de concertation postérieure au débat public jusqu'à l'enquête publique préalable à la DUP¹⁹⁰. Ce garant a été désigné le 9 novembre 2011. La concertation a ainsi débuté fin novembre 2011, avec la tenue du premier comité de suivi. Ont été mis en place des ateliers thématiques, dont une grande thématique était les aspects environnementaux du projet (dont les mesures compensatoires). La concertation a toutefois été suspendue entre juin 2012 et juillet 2013, le ministère ayant décidé de confier au CGEDD une mission d'expertise portant sur l'évaluation (technique, financière et juridique) de l'ensemble des solutions proposées pour aménager rapidement à 2x2 voies la RCEA.

À la suite de la mission du CGEDD, le ministre des Transports a présenté, le 11 juillet 2013, le dispositif revu pour l'aménagement de la RCEA. Compte tenu notamment de l'absence d'itinéraires alternatifs performants à une autoroute côté Saône-et-Loire, il a été décidé que la mise en concession autoroutière serait limitée à l'Allier, entre Montmarault (A71) et l'échangeur de Digoin situé en Saône-et-Loire, à la limite des deux départements (voir la Figure 8 dans le Chapitre 3).

II.3 De la reprise de la concertation, avec un périmètre revu, à la validation du projet par la DUP : 2013-2017

La concertation a ainsi repris en septembre 2013 avec un périmètre restreint (concession dans l'Allier). Un comité de pilotage a pris le relais du comité de suivi installé initialement, et un comité technique s'est également réuni à plusieurs reprises. Certaines réunions du comité technique ont notamment abordé la question du franchissement du Val d'Allier : les différentes options (neuf au total) ont fait l'objet d'une analyse multicritères, ce qui a permis de dégager une solution préférentielle.

Concernant le franchissement de la RNNVA, les aménagements prévus doivent être autorisés par le décret ayant créé la réserve¹⁹¹, ce qui nécessite de modifier ce dernier. Une telle modification

¹⁸⁹ Le premier paragraphe de l'article L.121-13 du C. env., dans sa rédaction alors en vigueur, disposait : *Lorsqu'un débat public a été organisé sur un projet, le maître d'ouvrage ou la personne publique responsable du projet décide, dans un délai de trois mois après la publication du bilan du débat public, par un acte qui est publié, du principe et des conditions de la poursuite du projet. Il précise, le cas échéant, les principales modifications apportées au projet soumis au débat public. Il indique également les mesures qu'il juge nécessaire de mettre en place pour répondre aux enseignements qu'il tire du débat public. Cet acte est transmis à la Commission nationale du débat public.*

¹⁹⁰ C. env., art. L.121-13-1, alors en vigueur. Cet article a été créé par la loi Grenelle 2 de 2010, préc., et abrogé par l'ordonnance n° 2016-1060 du 3 août 2016 portant réforme des procédures destinées à assurer l'information et la participation du public à l'élaboration de certaines décisions susceptibles d'avoir une incidence sur l'environnement, JORF n° 181 du 5 août 2016.

¹⁹¹ Décret du 25 mars 1994 portant création de la réserve naturelle du Val d'Allier (Allier), JORF n° 74 du 29 mars 1994.

passer par la réalisation d'un dossier d'opportunité (lequel doit comprendre des mesures de protection de l'espace naturel), suivi de la tenue d'une enquête publique.

L'ultime réunion du comité de pilotage a eu lieu le 12 janvier 2015 et, les trois jours suivants, trois réunions publiques d'information ont été organisées afin, notamment, de présenter le dossier d'enquête publique préalable à la DUP. Selon le rapport du garant, ces réunions publiques « *n'ont pas révélé d'opposition forte ou de principe au projet* ». Plusieurs réunions ont également été organisées avec le monde agricole, conjointement par la DREAL Auvergne et la Chambre d'agriculture de l'Allier, lesquelles ont permis, entre autres, de vérifier l'acceptabilité du projet pour les agriculteurs. Ainsi, la concertation a permis de confirmer le consensus quant à l'acceptabilité de la concession (autoroute payante) dans le département de l'Allier, afin de remédier à la dangerosité de la RCEA.

La concertation a pris fin le 24 avril 2016, soit le jour précédant le début de l'enquête publique préalable à la DUP¹⁹². Le garant a remis son rapport le 25 avril 2016.

Le projet est soumis à évaluation environnementale, notamment au titre des rubriques 6° a) et b) du tableau annexé à l'article R. 122-2 du C. env.¹⁹³. L'enquête publique préalable à la DUP, confiée à une commission d'enquête, s'est déroulée du 25 avril au 17 juin 2016. Avant cela, une consultation interservices avait été organisée entre mai et juillet 2015, le dossier d'enquête tenant compte des observations alors formulées ; l'Ae a rendu son avis le 3 février 2016, lequel a fait l'objet d'un mémoire en réponse de la part du maître d'ouvrage. Conformément à l'arrêté d'ouverture de l'enquête, cette dernière porte sur trois points : l'utilité publique du projet (travaux relatifs à l'aménagement à 2x2 voies et aménagements connexes), la mise en compatibilité des documents d'urbanisme des communes pour lesquelles cela est nécessaire¹⁹⁴ (c'est-à-dire les communes où le projet n'est pas compatible avec le règlement du PLU/POS ou en raison du déclassement d'EBC¹⁹⁵), et le classement de la RCEA dans la catégorie des autoroutes.

La commission d'enquête a rendu son rapport et ses conclusions motivées le 15 juillet 2016. Elle émet un avis favorable (assorti de recommandations sur certains points) concernant les trois éléments sur lesquels elle était tenue de se prononcer. Concernant son avis favorable relatif à l'utilité publique du projet de mise à 2x2 voies de la RCEA par recours à la concession, la commission vise notamment les mesures d'évitement et de compensation (mais pas de mention des mesures de réduction) proposées, et indique comme recommandation que les engagements de l'État devront reprendre les mesures proposées dans le dossier en termes d'évitement et/ou de compensation.

L'enquête publique portant sur la modification du décret de création de la RNNVA a eu lieu aux mêmes dates, la DREAL ayant fait le choix de réaliser les deux enquêtes dans le même calendrier. En effet, les dispositions du décret du 25 mars 1994 par lequel la RNNVA a été créée ne permettaient pas, en l'état, la réalisation des travaux d'élargissement de la RCEA, compte tenu de

¹⁹² Conformément à l'article L.121-13-1, al. 1 du C. env. alors en vigueur.

¹⁹³ Dans sa version en vigueur au moment de l'enquête publique préalable à la DUP, la rubrique 6° correspond aux « infrastructures routières », étant précisé que sont soumis à étude d'impact systématique :

a) *Travaux de création, d'élargissement, ou d'allongement d'autoroutes, voies rapides, y compris échangeurs.*

b) *Modification ou extension substantielle d'autoroutes et voies rapides, y compris échangeurs.*

¹⁹⁴ En application du C. urba., art. L.153-54 à L.153-59 et art. R.153-13 à R.153-14.

¹⁹⁵ Les communes concernées sont : Besson, Sazeret, Chemilly, Dompierre-sur-Besbre, Molinet et Digoin.

la rédaction de son article 12 qui disposait alors que « *les travaux publics ou privés sont interdits, sous réserve des dispositions de l'article L. 242-9 du Code rural et de la pêche maritime, sauf ceux, autorisés par le préfet après avis du comité consultatif, qui sont nécessités par l'entretien de la réserve, des ouvrages publics et des ouvrages contre l'érosion, et par la réalisation et l'entretien d'aménagements pédagogiques* ». L'exécution des travaux dans la réserve était ainsi sujette à une modification des dispositions de l'article 12¹⁹⁶.

Le commissaire-enquêteur a émis un avis favorable au projet de modification du décret de la RNNVA, tel que proposé dans le dossier d'enquête publique, en l'assortissant de la recommandation suivante : « *que l'Etat s'engage de façon précise, dans le cahier des charges du concessionnaire, pour que les mesures de protection et de gestion des espaces concernés, telles que définies dans le dossier, en matière d'évitement, de réduction, et de compensation des impacts du projet soient optimales et exemplaires* ».

À la suite de l'enquête publique, le projet a été déclaré d'utilité publique par un décret en Conseil d'État du 20 avril 2017¹⁹⁷. Ce décret confère également le statut autoroutier à la section de la RN79 entre Montmarault et Digoin, et porte mise en compatibilité des documents d'urbanisme de six communes. Le décret portant modification de la réglementation de la RNNVA a quant à lui été adopté le 10 mai 2017¹⁹⁸.

II.4 Le choix du concessionnaire : 2017-2020

L'État a publié l'avis de concession autoroutière de la RCEA dès le 21 avril 2017, soit le lendemain de la publication du décret DUP. Diverses offres ont été soumises. Des offres améliorées ont été remises par deux concurrents : Eiffage-APRR d'une part, et le fonds Meridiam-Spie Batignolles-Demathieu Bard d'autre part¹⁹⁹. En juin 2019, l'État a décidé d'attribuer la concession au groupement Eiffage-APRR. À la suite de cette décision, la société ALIAE a été créée le 11 juillet 2019²⁰⁰.

Le contrat de concession (et son cahier des charges), signé par ALIAE et l'État le 10 mars 2020, a été soumis pour avis au Conseil d'État et approuvé par décret en date du 12 mars²⁰¹. Le contrat est entré en vigueur le 15 mars 2020, jour de la publication du décret au Journal officiel. Il est conclu pour une durée de 48 ans à compter de cette entrée en vigueur (art. 29.1 du contrat), dont 23,5 mois d'études et de travaux, pour une mise en service prévue en 2022. La mise en service de l'autoroute devait donc intervenir au plus tard fin février 2023 (art. 10 du contrat).

Comme déjà mentionné, le périmètre concédé à ALIAE diffère du périmètre DUP. Le périmètre du projet objet de la DUP représente environ 92 km entre Montmarault et Digoin, et concerne 23 communes (22 dans l'Allier sur 91 km, et 1 en Saône-et-Loire sur 1 km). Toutefois, si l'échangeur

¹⁹⁶ La modification du décret créant une réserve naturelle nationale doit être prononcée, après enquête publique, par décret en Conseil d'État (C. env., art. L.332-2).

¹⁹⁷ Décret n° 2017-579 du 20 avril 2017, préc.

¹⁹⁸ Décret n° 2017-947 du 10 mai 2017 portant modification de la réglementation de la RNNVA (Allier), JORF n°110 du 11 mai 2017.

¹⁹⁹ Trois autres groupements n'avaient pas été retenus à l'issue du premier tour : Vinci, associé à la Caisse des Dépôts ; Colas (Bouygues) aux côtés d'ATMB ; et, enfin, les groupes NGE et Fayat.

²⁰⁰ Il s'agit là de la date d'immatriculation d'ALIAE au RCS de Cusset.

²⁰¹ Décret n° 2020-252 du 12 mars 2020 approuvant la convention passée entre l'État et la société ALIAE pour la concession de la construction, de l'entretien et de l'exploitation de l'autoroute A79, ainsi que le cahier des charges annexé à cette convention, JORF n° 64 du 15 mars 2020.

avec l'autoroute A71 à Montmarault est bien inclus dans le périmètre de la DUP, il a été décidé que le concessionnaire de cet échangeur jusqu'à la voie communale de Grand Champ à Sazeret serait la société APRR, actuel concessionnaire de l'A71²⁰². Ainsi, le projet tel que concédé à ALIAE représente un linéaire de 88,45 km entre Sazeret (Allier) et Digoïn (Saône-et-Loire). ALIAE, en qualité de maître d'ouvrage, a contractualisé avec d'autres filiales du groupe Eiffage pour la réalisation du projet : le groupement concepteur-constructeur CLEA (Construction de la Liaison Europe Atlantique), et APRR pour l'exploitation et la maintenance de l'A79.

II.5 Du dépôt du dossier de demande d'autorisation environnementale à la mise en service de l'A79 : 2019-2022

ALIAE a soumis le DDAE au service instructeur (DDT de l'Allier) le 22 juillet 2019, après la désignation du groupement Eiffage-APRR en tant que concessionnaire attributaire mais avant la signature du contrat de concession. Une version actualisée du DDAE a été soumise le 31 octobre 2019.

Il existe certaines variations entre le projet RCEA (A79) faisant l'objet du DDAE et le projet DUP, tel que cela est synthétisé dans l'Encadré 8 ci-dessous.

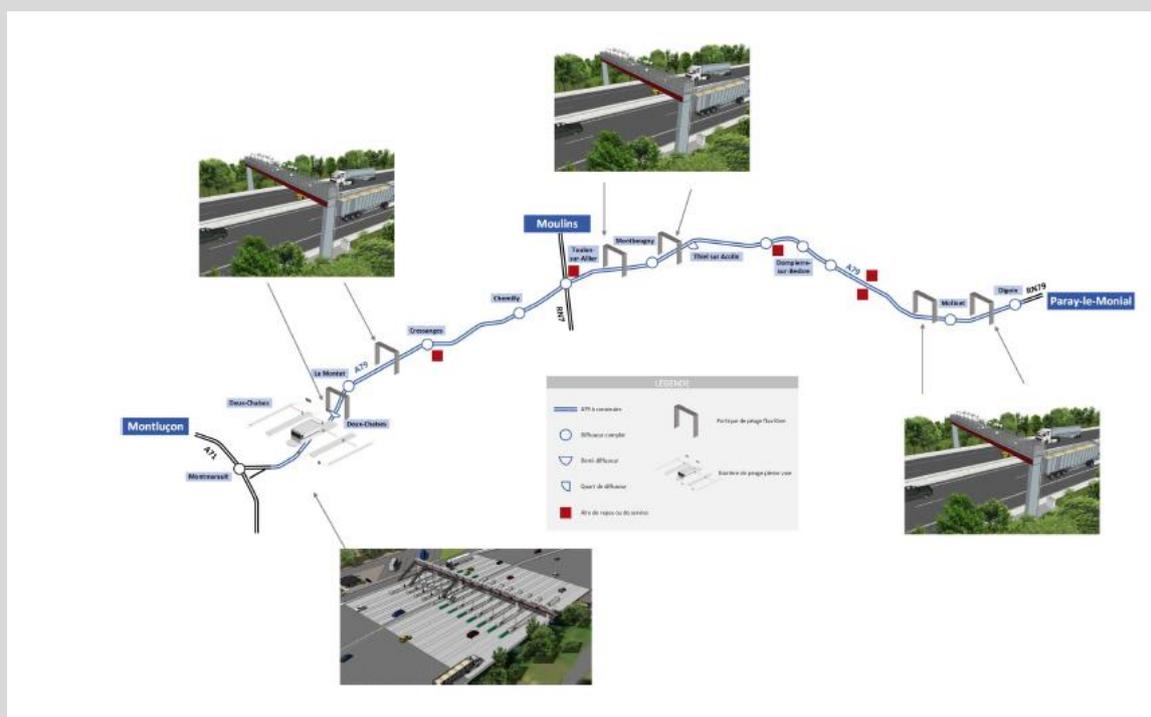
Encadré 8 : Variations entre le projet DUP et le projet final de la RCEA (A79) objet de l'autorisation environnementale

Dans le cadre de la DUP, plusieurs principes d'aménagement avaient été retenus, parmi lesquels un système de péage ouvert avec trois barrières devant permettre de conserver la totalité des échangeurs. Selon les informations contenues dans le DDAE, le projet a donné lieu à quelques adaptations « *sans que cela remette en question les éléments constitutifs de la DUP* » (ce que la commission d'enquête indique également), avec pour objectif d'éviter ou de réduire certains impacts. Les principales adaptations sont au nombre de trois :

- La conception du projet dans la RNNVA : le dossier DUP prévoyait la conservation du viaduc existant (180 m) et son allongement (d'environ 220 m), et son doublement par un autre viaduc de 400 m pour l'autre sens de circulation. Dans le projet d'ALIAE, la traversée du Val d'Allier est décalée au nord : un nouveau viaduc en double voie est construit, et l'ancien viaduc est déconstruit. Selon ALIAE, cette évolution a été guidée par la nécessité de respecter les contraintes de profil en long pour maintenir l'A79 hors crue centennale et de minimiser l'impact sur les emprises. Cette modification a fait l'objet d'une analyse multicritère, de laquelle il résulte que cette solution apparaît meilleure que la solution initiale pour tous les critères (parmi lesquels le milieu naturel), à l'exception de l'agriculture, étant donné que cette solution conduit à une augmentation de 10 % de la consommation d'emprises techniques sur des terrains à vocation agricole.
- La modification de la localisation du système de péage : une seule barrière en pleine voie (BPV) est implantée à Deux-Chaises au lieu du Montet ; elle est destinée à fermer la concession APRR et ainsi permettre la transition avec le système de péage sur l'A71 (système de péage fermé) ; et
- La modification du système de collecte du péage : dans le dossier DUP, le projet impliquait un total de 10 plateformes de péage. Dans le cadre de l'appel d'offres pour le choix du

²⁰² Un avenant a été signé à cette fin entre l'État et APRR, validé par un décret n° 2015-1044 du 21 août 2015, JORF n° 194 du 23 août 2015.

concessionnaire, l'État a ouvert une variante, à savoir une option de péage en flux libre (*free flow*)²⁰³. Cette variante a été retenue par l'État, conduisant ainsi à la suppression d'une partie des plateformes de péage, mais nécessitant d'en conserver trois (BPV au Montet et deux gares unidirectionnelles sur les bretelles du demi-échangeur de Deux-Chaises). Comme indiqué au point précédent, dans le projet d'ALIAE il n'y a plus qu'une BPV à Deux-Chaises, à laquelle s'ajoutent trois couples de portiques permettant aux véhicules de passer sans aucune contrainte (possibilités de paiement par : abonnement, bornes de paiement, ou sur Internet). ALIAE a réalisé une analyse multicritère : la solution retenue engendre, selon l'analyse, un évitement significatif d'impact sur l'agriculture, le cadre de vie et les milieux naturels, essentiellement par réduction d'emprise (avec diminution des surfaces de compensation nécessaires).



Source : DDAE d'ALIAE, Pièce A

Le DDAE a fait l'objet d'une consultation et instruction interservices, au cours de laquelle divers avis ont été émis (i) lors de la consultation des services à l'été 2019, sur la base de la première version du DDAE (notamment avis de : AFB, Agence régionale de santé –ARS–, CEN Allier, divers services de la DDT, divers services de la DREAL) et (ii) fin 2019 sur la base du DDAE modifié (notamment AFB, ARS, divers services de la DREAL).

Le DDAE a également été soumis à divers comités et commissions : Conseil scientifique régional du patrimoine naturel (CSRPN), CNPN, Comité consultatif de la RNNVA. ALIAE a choisi de soumettre, le 2 mars 2020, un mémoire en réponse commun aux avis du CNPN, du CSRPN et de la DREAL Auvergne-Rhône-Alpes.

²⁰³ Le système de péage en flux libre est explicité dans le DDAE dans les termes suivants : « le péage ne se fera pas via des gares de péage avec barrière physique, mais par le biais de portiques permettant la lecture des plaques minéralogiques, associés à différentes possibilités de paiement : abonnement, paiement sur des bornes ou paiement via internet ».

L'Ae a émis son avis le 5 février 2020, actualisant celui qu'il avait émis le 3 février 2016 dans le cadre de la procédure de DUP. ALIAE y a répondu directement dans le DDAE. L'enquête publique s'est déroulée sur le territoire de 20 communes, du 23 mars 2020 au 5 juin 2020. Initialement prévue pour durer jusqu'au 24 avril, elle a été prolongée compte tenu de la crise sanitaire liée à la pandémie de Covid-19 et du premier confinement (du 17 mars au 11 mai 2020). La commission d'enquête a rendu son rapport et ses conclusions le 10 juillet 2020. Elle a ainsi émis un avis favorable au DDAE, assorti d'une réserve et de recommandations. La réserve porte directement sur les mesures compensatoires, à savoir : « *l'arrêté d'autorisation ne pourra pas être pris tant que tous les sites de compensations ne seront pas trouvés et sécurisés sur tous les milieux concernés, notamment sur les zones humides* ».

L'autorisation environnementale a été prise par le préfet de l'Allier au titre de l'article L.181-1 et suivants du C. env., par AP en date du 7 août 2020. L'autorisation est accordée pour la durée de la concession, soit 48 ans à compter de son entrée en vigueur le 15 mars 2020. L'autorisation unique porte : (i) autorisation au titre de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (C. env., art. L.214-3), (ii) dérogations à l'interdiction de destruction d'espèces protégées (C. env., art. L.411-2), (iii) autorisation spéciale au titre des réserves naturelles, (iv) absence d'opposition au titre du régime d'évaluation des incidences Natura 2000 (C. env., art. L.181-2), (v) enregistrement et récépissé de déclaration d'ICPE, (vi) absence d'opposition à déclaration d'installations, ouvrages, travaux, activités (IOTA) au titre de la loi sur l'eau, et (vii) autorisation de travaux sur le DPF.

Plusieurs AP complémentaires ont par la suite été pris par le préfet de l'Allier :

- AP complémentaire en date du 22 octobre 2020 (AP complémentaire n° 1) : il modifie certains délais et fixe la liste des membres du comité de suivi environnemental ;
- AP complémentaire en date du 6 juillet 2021 (AP complémentaire n° 2) : il modifie les dispositions relatives aux besoins en eau du chantier et les valeurs seuils à ne pas dépasser concernant le suivi de l'impact qualitatif sur les eaux superficielles ;
- AP complémentaire en date du 8 juillet 2022 (AP complémentaire n° 3) : il modifie certaines dispositions afin de tenir compte de l'évolution du mode de déconstruction du viaduc de l'Allier. En effet, l'AP acte le fait que le pont actuel ne sera plus démantelé à partir d'une plate-forme provisoire (estacade) sur des pieux métalliques qui est mise en place juste en dessous, mais il le sera par déconstruction de la travée centrale (sciage en plusieurs tronçons grutables), et démolition des travées de rive par grignotage ; et
- AP complémentaire en date du 9 septembre 2022 (AP complémentaire n° 4) : il actualise notamment les sites et surfaces de compensation, et intègre en annexes les plans de gestion de chaque site.

L'A79 a été mise en service le 4 novembre 2022 et inaugurée le 14 novembre suivant.

III. Les mesures compensatoires, résultat d'un arrangement territorial dans un cadre contraint

Cette section est constituée du manuscrit d'un article, intitulé « La compensation écologique, un arrangement sous contrainte. Illustration par l'étude d'une infrastructure linéaire de transport », en préparation et qui sera soumis à la revue Natures Sciences Sociétés.

La compensation écologique, un arrangement sous contrainte. Illustration par l'étude d'une infrastructure linéaire de transport

Katherine Salès, Pascal Marty, Nathalie Frascaria-Lacoste

Cet article est issu de travaux de recherche doctorale financés par la chaire d'entreprise BEGI (Biodiversité Environnement et Grandes Infrastructures) de l'Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne (mécénat du groupe Eiffage).

Résumé

À travers l'étude d'une infrastructure linéaire de transport (Route Centre Europe Atlantique, nouvelle autoroute A79), nous analysons le rôle joué par les acteurs du territoire dans la détermination et la mise en œuvre de la compensation écologique. Nous montrons que cette compensation, imposée par la réglementation, est le résultat d'un arrangement via un processus interactionnel entre les parties prenantes en présence, dans un contexte où se superposent diverses contraintes (juridiques, écologiques et territoriales) soumises à des cadres temporels distincts, où les aspects écologiques ne sont pas en réalité ceux qui priment. Si le recours à des partenaires locaux pour gérer la compensation peut permettre de limiter les risques de contentieux, comme cela a été le cas pour l'A79, ce résultat n'est pas généralisable : il dépend du contexte territorial dans lequel s'inscrit le projet.

Biodiversity offsetting, an arrangement under constraints. An illustration based on the study of a linear transport infrastructure

Abstract

Through the study of the widening of a linear transport infrastructure (*Route Centre Europe Atlantique* -RCEA-, new A79), we analyze the role played by local stakeholders in determining and implementing biodiversity offsets. We show that biodiversity offsetting, imposed by regulations, is the result of an arrangement via an interactional process between the various stakeholders involved, in a context where various constraints are superimposed: regulatory (which creates the obligation to offset a project's significant residual impacts on biodiversity), contractual (provisions of the concession contract), ecological (related to inventories and ecological processes) and territorial (access to land). These constraints may be subject to distinct time frames, where ecological aspects are not, in practice, those that prevail. While the involvement of local partners to manage offsets can limit the risk of litigation, as was the case for the A79, this result cannot be generalized: it depends on the territorial context in which the project takes place. A consensus appears more difficult to reach for infrastructures created *ab nihilo*. As the RCEA (A79) is a widening of a pre-existing road, the fragmentation of natural areas was already present.

Mots-clés : Biodiversité, territoire, compensation écologique, réglementation, infrastructure de transport

Keywords: Biodiversity, territory, offsets, regulations, transport infrastructure

INTRODUCTION

La compensation écologique est un mécanisme qui a pour objectif affiché de lutter contre la perte de biodiversité liée au changement d'utilisation des terres. Adoptée par un nombre croissant de pays (GIBOP, 2019) depuis son apparition dans les années 1970 (Bonneuil, 2015, Lucas, 2015), elle continue toutefois de faire l'objet d'un important débat et demeure contestée, tant du point de vue de l'écologie scientifique (Spash, 2015, Maron *et al.*, 2016, Devictor, 2018, Calvet et Salles, 2019) qu'en raison de la marchandisation de la nature qu'il orchestrerait (Calvet *et al.*, 2015, Apostolopoulou et Adams, 2017), mais aussi de certains effets non intentionnels allant à l'encontre des objectifs initiaux de cette politique

publique (Levrel *et al.*, 2018). Ainsi, bien que demeurant décriée, la compensation « *est devenue, à défaut de mieux, un instrument incontournable* » (Dupont et Lucas, 2017).

La compensation écologique est apparue en France avec la loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature, qui a introduit l'étude d'impact pour certains projets d'aménagement et intégré la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) (sur cette séquence, voir notamment CGDD, 2013). Or, il faudra attendre la fin des années 2000 pour que l'obligation de compensation soit réellement mise en œuvre, à la suite notamment des lois issues du Grenelle de l'environnement et de la réforme de l'étude d'impact (Bigard *et al.*, 2017, Semal et Guillet, 2017). La loi dite Biodiversité du 8 août 2016 est venue réaffirmer et préciser la séquence ERC, établissant un régime général de la compensation. La législation édicte un objectif d'absence de perte nette de biodiversité, voire de gain net, en lien avec la séquence ERC en général, et la compensation en particulier. La compensation est régie par certains principes et obligations : équivalence écologique, additionnalité (principe reconnu implicitement du fait de l'objectif d'absence de perte nette ; voir Dupont et Lucas, 2017, Longeot and Dantec, 2017), proximité, obligation de résultats, durée (« *pendant toute la durée des atteintes* »).

La compensation écologique fait face à de nombreux défis (Gonçalves *et al.*, 2015), parmi lesquels le non-respect des étapes de la séquence ERC (Phalan *et al.*, 2018, zu Ermgassen *et al.*, 2019), mais également des difficultés liées à la conception, la mise en œuvre, l'évaluation et la gestion des actions de compensation, au rang desquelles l'évaluation du dommage et de son équivalence écologique, ainsi que la disponibilité et la maîtrise foncière des sites compensatoires (Quétier *et al.*, 2014, Gonçalves *et al.*, 2015, Dupont et Lucas, 2017).. Par ailleurs, la compensation est jugée trop peu efficace (Calvet *et al.*, 2015, zu Ermgassen *et al.*, 2019, Weissgerber *et al.*, 2019).

En France, les défaillances seraient notamment liées à des difficultés organisationnelles, à l'accès au foncier et aux manques de moyens des services de l'État pour l'instruction et le contrôle des mesures compensatoires (Calvet and Salles, 2019). Guillet et Semal (2018) identifient comme limites : « *des procédures réglementaires restrictives, des négociations sur les objectifs écologiques appropriés qui sont affectées par des relations de pouvoir déséquilibrées, et une préférence pour des mesures peu ambitieuses mais "réalistes" qui ont plus de chances d'être mises en œuvre* ». Le choix des sites de compensation répond aussi à des contraintes temporelles liées à la réalisation des projets d'aménagement, mais également financières (coût du foncier) (Ollivier *et al.*, 2020). Par ailleurs, bien que l'objectif d'absence de perte nette s'applique à la biodiversité dans son ensemble (Fèvre, 2017, Doussan, 2021, Vaissière and Meinard, 2021), dans la pratique, l'accent est mis sur les espèces protégées et les zones humides, excluant *de facto* la biodiversité dite ordinaire (Bezombes *et al.*, 2019, Weissgerber *et al.*, 2019, Vaissière et Meinard, 2021).

Ainsi, les critiques de la compensation écologique identifient des faiblesses : une législation mal appliquée, un manque de prise en compte des processus écologiques, mais également un système d'acteurs déséquilibré (problèmes organisationnels et de ressources). Nous faisons toutefois l'hypothèse que les échecs liés à la compensation ne dépendent pas seulement de l'une ou l'autre de ces faiblesses, mais aussi du fait que l'appareil des mesures compensatoires est le résultat d'un système dans lequel les différents acteurs cherchent des arrangements pour satisfaire leurs objectifs propres. Le résultat de ces compromis (souvent non satisfaisants) peut conduire à des contentieux ou, au contraire, à l'absence de contentieux.

L'objectif de cet article est de montrer, à travers l'étude d'un projet d'infrastructure linéaire de transport routier récent et d'envergure, que l'issue du travail de détermination et de mise en œuvre de la compensation écologique est le résultat d'arrangements souvent insatisfaisants obtenus à l'issue d'un processus d'interactions entre acteurs du territoire, soumis à des contraintes juridiques, écologiques, techniques et territoriales et qui clôt l'opération d'aménagement concernée).

LA MISE À 2x2 VOIES DE LA RCEA, NOUVELLE AUTOROUTE A79

La Route Centre Europe Atlantique (RCEA) a été mise en service en 1977. Elle relie la côte atlantique depuis Royan (Charente-Maritime) à l'autoroute A6 par Chalon-sur-Saône et Mâcon (Saône-et-Loire). Nos recherches se fondent sur une étude de cas portant sur la transformation de la RCEA en autoroute A79, sur un tronçon de 88,45 km entre les communes de Sazeret (Allier) et Digoin (Saône-et-Loire). Il s'agit d'un élargissement de l'infrastructure existante (mise à 2x2 voies) et d'une mise aux standards autoroutiers. Ce tronçon a été concédé à la société ALIAE (groupe Eiffage). L'A79 a été mise en service en novembre 2022. La Figure 1 ci-dessous retrace les grandes étapes du projet.

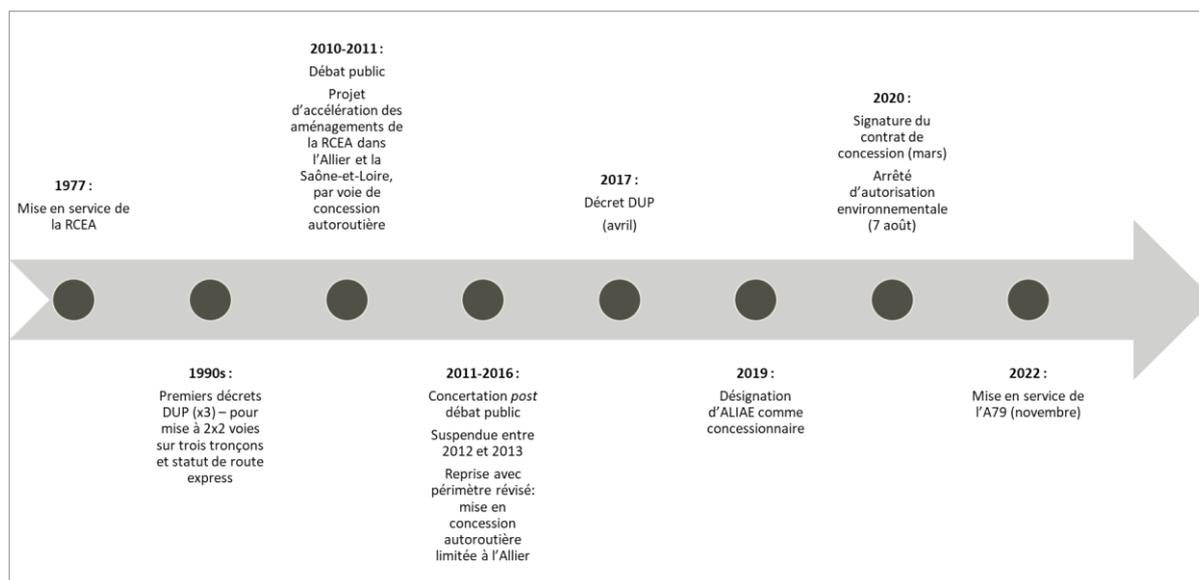


Figure 1 : Grandes étapes du projet RCEA (A79)

Les matériaux nécessaires à notre recherche ont été rassemblés à travers l'analyse d'un corpus de documents techniques et juridiques et une série d'entretiens semi-directifs de personnes impliquées sur le volet relatif à la compensation écologique du projet (voir Tableau 1). L'analyse du corpus a porté sur l'ensemble des documents relatifs au projet depuis sa genèse et disponibles publiquement en ligne, ainsi que les documents additionnels qui nous ont été communiqués par ALIAE ; les textes juridiques applicables ont également été pris en compte.

Tableau 1 : Entretiens réalisés dans le cadre de l'étude de cas RCEA (A79)

Catégorie d'acteurs	Nom de la structure	Nombre de personnes enquêtées
Concessionnaire	ALIAE	1
Bureau d'étude	Egis	2
Bureau d'étude	Dervenn	1
Services de l'État	DDT Allier	2
Services de l'État	DREAL Auvergne-Rhône-Alpes	1
Services de l'État	OFB	1
Association environnementale	LPO	1
Association environnementale	Symbiose Allier	2

La mention, dans le texte, de la structure doit s'entendre comme une référence à la personne enquêtée au sein de cette structure.

Le schéma ci-dessous (Figure 2) présente, bien que de manière non exhaustive, les différentes catégories d'acteurs impliqués dans le projet RCEA (A79) sur les questions de compensation écologique, ainsi que leurs interactions.

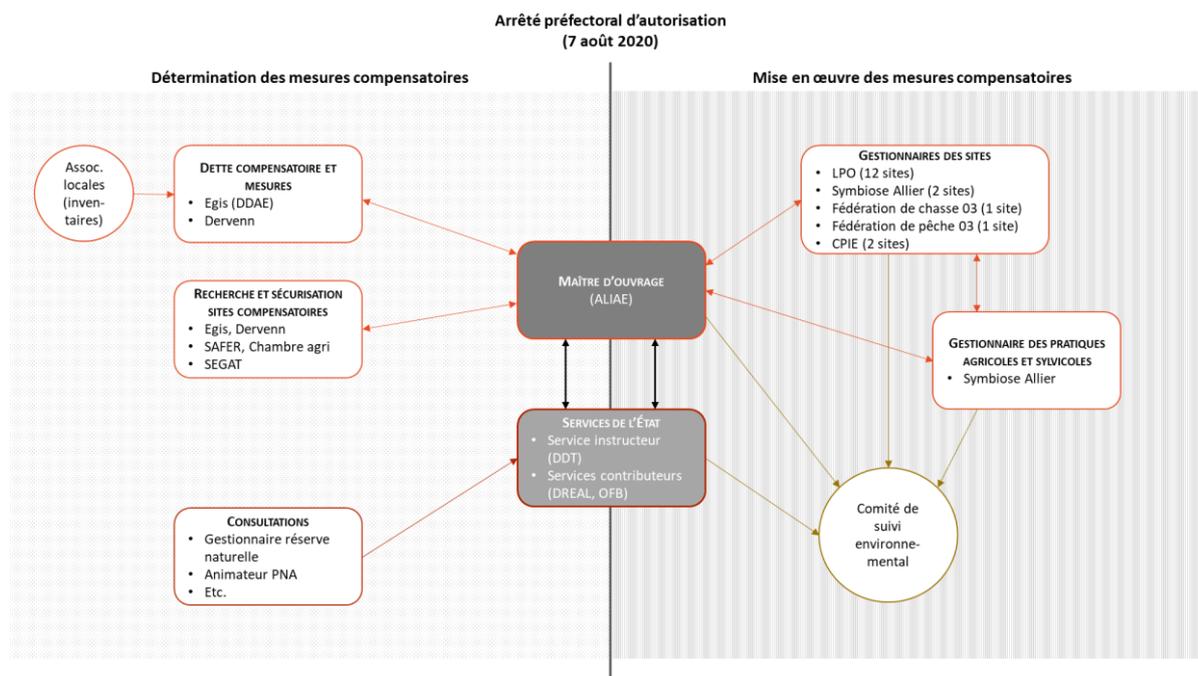


Figure 2 : Acteurs impliqués dans le projet RCEA (A79) sur le volet relatif à la compensation écologique

LA DÉTERMINATION DES MESURES COMPENSATOIRES DANS UN CADRE CONTRAINT

La compensation résulte tout d'abord d'une **contrainte réglementaire**, à savoir la nécessaire application de la séquence ERC dans le cadre de l'autorisation des projets. Le maître d'ouvrage, tout comme les services de l'État, doivent respecter les textes juridiques. La DDT a ainsi noté que « *ALIAE a toujours eu comme fil conducteur l'application de la réglementation, toute la réglementation, mais que la réglementation* ». Bien que la contrainte réglementaire puisse être qualifiée d'originelle (c'est parce qu'il y a une réglementation l'imposant que la compensation existe), s'y superposent d'autres contraintes.

Il existe ainsi des **contraintes temporelles de nature contractuelle** qui résultent, dans notre cas d'espèce, des dispositions du contrat de concession signé entre ALIAE et l'État, selon lequel l'A79 devait être mise en service au plus tard 23,5 mois après son entrée en vigueur, sous peine d'importantes pénalités de retard. Le calendrier serré a pu créer des tensions, comme l'a relevé la DREAL :

Au début c'était assez tendu parce qu'il y avait aussi une notion de calendrier. On nous a imposés quand même un calendrier très serré pour pouvoir autoriser l'opération.

Ils [ALIAE] avaient une durée imposée pour pouvoir mettre en exploitation le tronçon qui leur avait été cédé en concession. Donc eux-mêmes étaient tendus par rapport au calendrier et ça se retranscrivait sur l'instruction.

Le sous-dimensionnement des services de l'État a pu être mis en avant pour expliciter la pression supplémentaire qu'exerçaient ces contraintes temporelles. Ainsi, il nous a été indiqué que, bien qu'il y ait eu au sein de la DREAL une personne (seule) très présente sur le dossier, le niveau d'exigence et de réactivité avait pu varier selon la disponibilité de l'instructeur. Cette situation a été exacerbée par le

caractère très ambitieux et très tendu des délais du projet. La DDT a noté que les échanges avaient été abondants, tout en précisant :

ALIAE voulait aller très très vite parce qu'ils avaient des engagements de faire les travaux très très rapidement, de 23 mois et demi je crois, et la préfète nous avait mis une forte pression pour aller très vite, et on n'avait pas le temps de passer par la case cadrage préalable en fait.

Ces délais ambitieux ont eu aussi des conséquences sur la conception du projet lui-même. Une personne d'Egis a ainsi fait remarquer :

Il y a de l'écoconception qui a été réalisée, je ne dis pas le contraire : sur les franchissements d'ouvrages, etc. Mais forcément, moins on a de temps pour étudier tout ça, plu on y va à la hache. On ne peut pas faire de l'orfèvrerie.

Par ailleurs, la force de frappe du concessionnaire et des services de l'État n'était pas la même, avec une disproportion notamment dans le nombre de personnes, ce qui peut être « *une certaine pression, même si ce n'est pas conflictuel* » (OFB). La DDT a fait référence à « *tout l'aréopage* » du concessionnaire. Pour la DREAL, « *là, on ressentait vraiment la différence de calibrage entre les moyens du pétitionnaire et les moyens des services de l'État* ». Cette constatation est ainsi commune à l'ensemble des services de l'État interrogés.

Ensuite, le **cadre réglementaire** impose également des **contraintes d'ordre temporel**, liées notamment aux délais impartis à diverses entités pour rendre leurs avis. Un des problèmes soulevés, tant par la commission d'enquête que lors d'un entretien, est le volume du dossier de demande d'autorisation environnementale –DDAE– (près de 8 000 pages en format A3), alors même que les organismes consultés par les services instructeurs ont un nombre limité de jours pour rendre leurs avis. Selon la personne enquêtée de l'OFB :

C'est clair qu'on a un problème de contraintes de temps sur ces dossiers-là pour évaluer le volume qu'il y a à évaluer. (...) Il y a des gros moyens en face mis en œuvre pour produire de la donnée, et pour produire du texte autour de la donnée. Et dans quelle mesure ça ne conduit pas à noyer le poisson ? Et quelle est la part d'intentionnalité là-dedans ? Je n'en sais rien, mais c'est un problème.

Par ailleurs, il existe bien entendu des **contraintes d'ordre écologique** : les inventaires, dans le cadre de l'étude d'impact, doivent porter *a minima* sur un cycle biologique complet (quatre saisons). Ainsi, pour RCEA, tous les candidats à l'appel d'offres ont eu une démarche d'anticipation et réalisé des inventaires quatre saisons au stade de l'offre, avec un double objectif d'en tirer un avantage concurrentiel et de prendre de l'avance sur la planification des travaux. Dès ce stade amont, Egis, en charge du DDAE, a indiqué avoir eu un relais avec des structures locales, telles que les fédérations de pêche et de chasse ou certaines associations naturalistes, qui ont une bonne connaissance du territoire. Une fois désignée concessionnaire en juin 2019, ALIAE a complété ses inventaires, notamment au droit des sites inaccessibles précédemment, le DDAE ayant été déposé en juillet 2019.

L'établissement de la dette compensatoire a fait l'objet de nombreux échanges entre le maître d'ouvrage, son bureau d'études et les services de l'État. Le besoin compensatoire a été dimensionné via une méthode développée par Egis, qui se fonde sur l'utilisation de coefficients de qualification pour pondérer les métriques (quantification séparée des pertes et des gains, avec des coefficients spécifiques). Il a toutefois fallu convaincre du bien-fondé de cette méthode, comme l'a relevé Egis, puisqu'en l'absence de méthode imposée par les services de l'État, « *je ne vais pas dire qu'à chaque fois on réinvente quelque chose, mais pas loin* », ajoutant :

Enfin, toutes les DREAL en fonction des régions n'ont pas du tout le même avis sur les compensations, et une méthode peut fonctionner dans une DREAL et sur un certain projet, et ne pas être acceptée par une autre DREAL sur un autre projet. Donc c'est vrai que ça c'est souvent un gros sujet, c'est-à-dire qu'on ne sait jamais trop exactement où est-ce qu'on va aller, où est-ce qu'on va arriver sur ces aspects compensation.

La détermination du besoin compensatoire se fait ainsi via une entrée habitats (cortèges de milieux) et une entrée espèces protégées à enjeu (dette compensatoire spécifique). La complexité de la méthode a été soulevée au cours des entretiens menés. Les discussions entre le maître d'ouvrage, les bureaux d'étude et les services de l'État ont ainsi conduit à corriger la méthode, afin notamment d'éviter d'arriver à des ratios de compensation (pour les espèces) inférieurs à 1. Bien que, pour la DREAL, la méthode retenue soit plus intéressante scientifiquement que les approches par ratios surfaciques, « *il peut y avoir plein de biais ; ça peut être dur à suivre pour l'administration* ». Un enquêté (Dervenn) a par ailleurs indiqué :

Moi, je suis encore partagé sur l'approche scientifique de ces coefficients parce que, finalement, on joue avec des notions et des thèmes qui sont, je trouve, si ce n'est pas bien défini, pas très bien compris ou en tout cas on n'a pas encore été assez loin dans notre connaissance et notre compréhension du fonctionnement des écosystèmes. (...)

On est faussement sachants aussi. Il y a cet artifice-là. Plus tu mets de notions scientifiques précises et plus tu fais des coefficients mathématiques, plus tu donnes l'impression de maîtriser ton sujet. Mais il y a tellement de sujets qu'on ne maîtrise pas à l'intérieur que c'est la limite de l'exercice.

Il apparaît que, dans l'étude RCEA, la compensation tend à se focaliser sur les espèces protégées, confirmant ainsi des conclusions de précédentes études (voir p. ex. Bezombes *et al.*, 2019, Weissgerber *et al.*, 2019) quand bien même la séquence ERC s'applique à la biodiversité dans son ensemble (Doussan, 2021). L'accent mis sur les espèces et habitats protégés reposerait sur une interprétation restrictive du principe de proportionnalité (C. env., art. R.122-5) (Guillet *et al.*, 2019, Doussan, 2021). Lucas (2021) préconise ainsi un élargissement de la conception du principe de proportionnalité afin de tenir compte de tous les enjeux liés à la biodiversité, et non pas uniquement l'aspect qualitatif lié à la présence d'espèces ou habitats protégés. Toutefois, pour RCEA, l'établissement d'une dette compensatoire pour chaque cortège d'habitats permet, selon les personnes interrogées, de prendre en compte la biodiversité dite ordinaire. Une telle approche a déjà été validée par les juridictions administratives (voir p. ex. TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n°1805541).

Enfin, il existe des **contraintes d'ordre territorial**, lié au foncier nécessaire à la mise en œuvre des mesures.

LE FONCIER, « NERF DE LA GUERRE DE LA COMPENSATION »

La question du foncier est considérée comme un véritable point d'achoppement. En effet, ce sont les négociations foncières qui vont déterminer si un site peut accueillir des mesures compensatoires, quand bien même ce site serait éligible écologiquement. La disponibilité du foncier a ainsi pu être qualifiée de « verrou opérationnel » (Berté, 2020).

Dans le dossier RCEA (A79), la recherche et la sécurisation des sites compensatoires se sont faites selon une démarche itérative : (i) la pré-localisation des sites compensatoires, (ii) l'analyse de l'éligibilité des sites pré-identifiés (éligibilité écologique, puis éligibilité foncière), (iii) le lancement des négociations foncières et, enfin, (iv) la sécurisation des sites.

Selon Dervenn, la recherche a débuté très en amont (recherche par photo-interprétation) afin que des sites puissent être présentés dans l'offre pour la concession. La recherche de surfaces éligibles portait sur deux fois le besoin compensatoire, « *afin de pallier les éventuels blocages administratifs et refus suite aux négociations* », selon le DDAE. Les discussions avec les propriétaires et exploitants étaient engagées par la SEGAT, opérateur foncier. De nombreux sites potentiels auraient été abandonnés à la suite des premiers contacts, les propriétaires et/ou exploitants ne souhaitant pas avoir de contraintes d'exploitation.

Les difficultés rencontrées par ALIAE pour sécuriser les sites l'ont d'ailleurs conduite à changer d'approche, recherchant des personnes qui pourraient être intéressées pour contractualiser avant de déterminer les mesures compensatoires qui pourraient être mises en œuvre, « *ce qui n'est pas le plus logique, mais ce qui est le plus rapide et le plus efficace* » (Egis). Les territoires traversés par la RCEA étant majoritairement agricoles, les échanges avec le monde agricole ont été déterminants. La Chambre d'agriculture de l'Allier, à qui ALIAE avait confié une prestation, a ainsi organisé des réunions d'information auprès des agriculteurs. Calvet *et al.* (2019) notaient déjà que l'implication d'institutions agricoles reconnues pouvait permettre de renforcer la confiance des agriculteurs et leur participation à la compensation. La prégnance de la question foncière a pu être résumée en ces termes : « *le côté foncier, pour moi, c'est vraiment le nerf de la guerre de la compensation* » (Egis). Cela impacte également la question de la prise en compte de la trame verte et bleue (TVB) au niveau des sites de compensation (malgré 14 sites potentiels identifiés en lien avec la TVB), puisqu'il n'est pas possible d'imposer la compensation. Ces éléments confirment que la localisation des sites de compensation ne résulte pas seulement de la prise en compte des enjeux écologiques (Ollivier *et al.*, 2020), mais « *repose sur le croisement de critères écologiques, géographiques et juridiques* » (Lucas, 2017).

Dans le cadre de la procédure d'évaluation environnementale, la commission d'enquête a assorti son avis favorable d'une réserve, exigeant que tous les sites soient sécurisés avant la prise de l'arrêté préfectoral d'autorisation. Selon ALIAE et Egis, au moment de l'autorisation ce sont bien 100 % des sites qui avaient été sécurisés (accord de principe signé). Au cours de l'instruction, des échanges avec les services de l'État (AFB, DDT) avaient pu conduire à la remise en cause du choix de certains sites et au fait pour ALIAE d'en proposer de nouveaux. Toutefois, certains sites ont dû être dénoncés après l'octroi de l'autorisation, ce qui a conduit à des reports de sites. Les modifications étaient notamment dues à des difficultés avec certains propriétaires ou exploitants (relations compliquées, remise en cause du cahier des charges), des sites qui se sont au final avérés inappropriés pour l'espèce (à la suite d'un inventaire quatre saisons pour l'état initial du site de compensation), des parcelles identifiées comme zones humides qui ne l'étaient en fait pas, ou un gain écologique qui aurait été trop faible (p. ex. dénonciation d'un site exploité en agriculture biologique).

Afin d'assurer la pérennité de la compensation, le concessionnaire a eu recours à l'acquisition et à l'obligation réelle environnementale (ORE) pour au moins 50% des surfaces compensatoires, tel qu'exigé par l'arrêté d'autorisation. Pour ALIAE, en termes d'acquisition, la difficulté n'était pas nécessairement de trouver des terrains à vendre, « *c'était plutôt l'acceptabilité locale qu'on devienne propriétaire* ». ALIAE a notamment acquis un site de 133 ha sur la commune de Beaulon. En cas d'ORE sur un site propriété d'ALIAE, sa durée est calquée sur celle de la concession. Les sites acquis, lorsqu'il s'agit de terres agricoles, font l'objet d'un bail rural à clauses environnementales. Quant aux conventionnements, s'il résulte de la littérature que la durée est en général courte, p. ex. 5 ans (Calvet *et al.*, 2019, Combe *et al.*, 2021, Doussan, 2021), ALIAE a pu contractualiser pour des durées allant jusqu'à 48 ans.

Les outils juridiques auxquels ALIAE a eu recours indiquent ainsi une durée ne dépassant pas la fin de la concession. L'arrêté d'autorisation dispose à cet égard que les mesures doivent être effectives « *pendant toute la durée des impacts* » (qui perdureront après la fin de la concession) comme exigé par les textes applicables, mais également que l'obligation de compensation a une durée de 48 ans. Se

pose ainsi la question du devenir des sites à l'issue de la concession, et en particulier les sites en propriété d'ALIAE. Dans une décision récente, un tribunal administratif a jugé que la fixation de la durée de mise en œuvre des mesures à la durée de la concession ne remettait pas en cause leur effectivité pendant toute la durée des atteintes, considérant qu'il appartiendra ensuite au préfet, à l'issue de cette durée, d'imposer de nouvelles prescriptions au concessionnaire (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n°1805541).

L'IMPLICATION DES ACTEURS TERRITORIAUX DANS LA MISE EN ŒUVRE DES MESURES COMPENSATOIRES

Le concessionnaire a choisi de recourir à des acteurs locaux pour la mise en œuvre de la compensation. Chaque site compensatoire compte un gestionnaire de site et, le cas échéant, un gestionnaire agricole ou sylvicole, qui peuvent toutefois être les mêmes. La gestion des sites compensatoires a ainsi été confiée à diverses structures associatives, et plus particulièrement à la LPO et à l'association Symbiose Allier (voir Figure 2). ALIAE a signé des conventions avec les gestionnaires de site, dont la durée correspond à celle de la concession. Il appartient au gestionnaire de contractualiser avec des personnes ou entités tierces pour réaliser les suivis naturalistes, lorsqu'il ne dispose pas des compétences en interne. Par ailleurs, Symbiose Allier est en charge du contrôle des pratiques agricoles et sylvicoles sur l'ensemble des sites compensatoires sur lesquels de telles pratiques sont mises en œuvre. Selon ALIAE, l'intérêt de recourir à une telle structure, fondée par la Chambre d'agriculture de l'Allier, est qu'elle dispose du langage (dans les échanges avec les exploitants) et de la formation pour réaliser un tel contrôle, ce que n'aurait pas nécessairement le gestionnaire naturaliste.

Le choix de faire intervenir des acteurs locaux est vu comme une stratégie payante à plusieurs titres. Des personnes enquêtées mettent ainsi en avant leur meilleure connaissance du territoire et leur capacité à en percevoir les évolutions et guider la compensation, ainsi que leur aptitude à accéder rapidement et souvent aux sites. Par ailleurs, une personne enquêtée (Egis) indique qu'il y aurait un bénéfice en termes de communication vis-à-vis des services instructeurs, car il serait plus valorisant de faire intervenir des associations locales, ajoutant que « *si jamais l'entreprise revient dans la région pour pouvoir faire un autre chantier, ils seront aussi mieux accueillis, mieux considérés, et on part sur des bases qui sont beaucoup plus sereines* ». Selon ALIAE, le travail réalisé en amont auprès des agriculteurs et la présence régulière sur le terrain aurait également permis une bonne acceptabilité de la compensation par le monde agricole. En outre, selon la DDT, compte tenu du volume des compensations, cela avait eu pour conséquence de créer des emplois au niveau local, notamment au sein des structures gestionnaires de sites, indiquant : « *j'imagine que ça doit un peu les faire réfléchir avant de se dire on va attaquer le projet* » en justice.

En termes d'interactions entre les différents intervenants, les enquêtés ont indiqué qu'elles étaient bonnes, tant pour ce qui concerne les relations entre les gestionnaires (de sites et de pratiques) et les agriculteurs, qu'entre les gestionnaires et ALIAE, et les gestionnaires entre eux. Le concessionnaire finance du temps pour que les différentes structures impliquées dans la compensation organisent des temps d'échanges entre elles. La LPO a confirmé que sa prestation incluait un temps d'échange avec les agriculteurs (p. ex. concertation lors de la rédaction du plan de gestion pour arrêter les plantations de haies, etc.), mais également avec Symbiose Allier. Le responsable environnement d'ALIAE rencontre également les exploitants agricoles, afin de garder le lien. En outre, pour ALIAE, la mise en place d'un comité de suivi environnemental, auquel participent les associations environnementales, est une manière de voir comment construire et animer la compensation. Un point qui a été apprécié et qui a facilité les échanges est le fait que le responsable environnement d'ALIAE soit naturaliste. Ainsi, pour la DREAL, « *c'était un dossier sur lequel il y avait des choses à dire et je le prends plutôt comme un exemple qu'un mauvais dossier. Et je pense que ça tient aussi beaucoup aux compétences qu'il peut y avoir à ALIAE* ».

Quant aux interactions entre le maître d'ouvrage et les services de l'État, elles sont considérées comme de bonne qualité. Cela tient à des échanges très réguliers en phase chantier, mais, surtout, au recrutement pour trois ans par la DDT, à compter de novembre 2020, d'une personne dédiée au projet RCEA (A79), en charge notamment du suivi des mesures compensatoires en partenariat avec la DREAL et l'OFB. Avoir un tel poste dédié à un seul projet a été qualifié de « *totalemment rarissime, exceptionnel* » (DREAL).

Concernant le site compensatoire de Beaulon, les services de l'État paraissent satisfaits de son évolution. La DDT a ainsi remarqué : « *C'est bien parti, ça a vraiment changé, c'est impressionnant déjà* ». Quant à la DREAL, elle note que « *c'est un peu le site emblématique en fait en termes de compensation, parce qu'il est très, très étendu, et il y a un bon catalogue de mesures dessus. C'est une mesure intéressante parce qu'il y a un lien vraiment avec un exploitant agricole qui fait ça comme support de son activité. Voilà, ça sert aussi au milieu agricole* ».

Par ailleurs, seul le suivi des mesures compensatoires peut permettre de garantir leur effectivité et leur efficacité (Longeot and Dantec, 2017) et de déterminer d'éventuelles mesures correctives (Lucas, 2017). Sans suivi, il est impossible d'évaluer le respect de l'obligation de résultats. Si, pour RCEA, les suivis sont bien réalisés, transmis aux services de l'État et discutés lors du comité de suivi environnemental, deux difficultés ont été mises en avant.

La première concerne la capacité opérationnelle des services compétents à se saisir du dossier. Comme l'a noté la DDT, cela renvoie notamment à la capacité des services de l'État « *d'aller vérifier l'exhaustivité, l'efficacité, l'efficacité de tout ce qui a été réalisé sur le terrain par rapport à ce qui a été défini dans le dossier* ». Or, une importante difficulté à laquelle fait face la DREAL est « *qu'on n'est absolument pas du tout calibré en termes de temps disponible pour faire du suivi* », et d'ajouter : « *on a déjà du mal à instruire dans les temps, mais le suivi des dossiers, et ça je le déplore, c'est vraiment très frustrant ; le suivi des dossiers, c'est très compliqué* ». Des contrôles sont toutefois réalisés sur la RCEA, même s'ils ont pu être considérés comme insuffisants. Ce résultat est en ligne avec d'autres études constatant le manque de ressources (humaines et financières) des acteurs publics qui limite leur capacité de contrôle et de suivi (voir p. ex. Guillet *et al.*, 2017, Calvet et Salles, 2019, Dauguet, 2020).

La deuxième difficulté tient à un risque de désintérêt pour le suivi de la part des élus, ce qui s'est vu dans d'autres projets. Dans le cas de la RCEA (A79), un comité de suivi environnemental a été mis en place, devant se réunir pendant toute la durée de la mise en œuvre des mesures ERC. À la date d'octobre 2022, il s'était tenu deux fois, une baisse de participation ayant été notée dès la deuxième réunion (pas d'élus, bien qu'invités). Dervenn a partagé un retour d'expérience concernant la Ligne à grande vitesse Bretagne-Pays de la Loire. Dans ce projet, si le suivi a lieu depuis plus de dix ans, seuls les trois premiers comités se seraient tenus ; les résultats des suivis sont transmis aux services de l'État, qui en accusent réception, mais il n'y a pas d'échanges sur le sujet :

Il y a tellement de projets, tellement de sujets, qu'il me semble que tout le monde est content que les mesures aient été mises en œuvre, qu'il y ait un tampon de mis sur le rapport de suivi annuel qui est transmis aux services et puis voilà. (Dervenn)

Au regard de ce retour d'expérience, se pose la question de réussir à faire vivre le comité de suivi environnemental sur RCEA (A79). Cette question peut être généralisée à tout autre projet pour lequel un tel comité serait établi, afin d'assurer l'implication de l'ensemble des acteurs du territoire (à travers leurs représentants), et non pas uniquement les acteurs directement impliqués dans le projet.

CONCLUSION

L'étude de cas RCEA (A79) illustre les interactions indispensables et les arrangements auxquels parviennent les acteurs du territoire pour la détermination, la mise en œuvre et la gestion des mesures

compensatoires. Ceux-ci se réalisent dans des cadres qui se superposent : réglementaire (qui crée l'obligation de compensation), contractuel (dispositions du contrat de concession), écologique (lié aux inventaires et aux processus écologiques) et territorial (accès au foncier). Or, si la compensation écologique, telle que définie par les textes, implique que c'est l'aspect écologique qui devrait primer, il n'en est en réalité rien. En effet, à tout le moins dans le cadre de grands projets d'infrastructures portés par l'État, la contrainte contractuelle semble prévaloir : la question n'est pas de savoir si mais bien dans quelles conditions le projet va se faire, afin de respecter le délai imparti pour la mise en service de l'infrastructure et éviter au concessionnaire maître d'ouvrage le paiement de pénalités de retard. Par ailleurs, si l'identification des sites potentiels de compensation se fait dans un premier temps sur des considérations écologiques, c'est bien la possibilité de sécuriser le foncier qui sera déterminante pour leur localisation finale.

L'arrangement qui intervient entre les acteurs du territoire leur permet de clore le processus d'aménagement en s'exposant le moins possible à des recours devant les tribunaux. Cet arrangement ne signifie toutefois pas que toutes les parties prenantes sont pleinement satisfaites des décisions. Leur degré d'insatisfaction sera un élément déterminant dans l'introduction d'un contentieux à l'encontre d'un projet. En revanche, même si l'arrangement trouvé est difficilement attaquable sur le plan juridique, il nous est possible d'affirmer que la biodiversité est la partie prenante pour laquelle l'arrangement est le moins satisfaisant, alors même que son maintien était l'objet du processus. Dans le projet RCEA, l'arrangement trouvé entre les divers acteurs du territoire a pu permettre d'éviter un tel contentieux. Ainsi, le recours à des partenaires locaux pour la mise en œuvre et la gestion des mesures compensatoires peut être, du point de vue de l'aménageur, une stratégie efficace pour limiter ce type de risque. Toutefois, ce travail de terrain n'a pas à lui seul conduit à l'absence de contentieux. D'autres éléments tiennent au fait que le projet portait sur l'élargissement d'une route préexistante (avec déjà une fragmentation des milieux naturels) et répondait à une forte attente locale, compte tenu de son caractère très accidentogène. Le projet faisait ainsi consensus. Un tel consensus semble plus difficilement atteignable pour des projets portant création d'infrastructures *ab nihilo* impliquant la fragmentation des milieux et des paysages, ce que montrent les contentieux engagés, par exemple, à l'encontre des autoroutes A355 (contournant Strasbourg) ou encore A69 (Castres-Toulouse).

Remerciements

Nous remercions la société ALIAE (groupe Eiffage), qui nous a notamment donné l'accès à des informations sur le projet RCEA (A79), ainsi que l'ensemble des personnes enquêtées, pour leurs retours d'expérience.

Références

- Apostolopoulou, E., Adams, W. M., 2017. Biodiversity offsetting and conservation: reframing nature to save it, *Oryx*, Cambridge University Press, 51, 1, 23–31. doi: 10.1017/S0030605315000782.
- Berté, C., 2020. La problématique foncière de la compensation écologique, *Sciences Eaux Territoires*, Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), Numéro 31, 1, 10–11.
- Bezombes, L., Kerbiriou, C., Spiegelberger, T., 2019. Do biodiversity offsets achieve No Net Loss? An evaluation of offsets in a French department, *Biological Conservation*, 231, 24–29. doi: 10.1016/j.biocon.2019.01.004.
- Bigard, C., Pioch, S., Thompson, J. D., 2017. The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion, *Journal of Environmental Management*, 200, 35–45. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.05.057.

- 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. doi: 10.1016/j.biocon.2015.09.022.
- Calvet, C., Le Coent, P., Napoleone, C., Quétier, F., 2019. Challenges of achieving biodiversity offset outcomes through agri-environmental schemes: Evidence from an empirical study in Southern France, *Ecological Economics*, 163, 113–125. doi: 10.1016/j.ecolecon.2019.03.026.
- Calvet, C., Ollivier, G., Napoléone, C., 2015. Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review, *Biological Conservation*, 192, 492–503. doi: 10.1016/j.biocon.2015.08.036.
- Calvet, C., Salles, J.-M., 2019. Entre intégrité écologique et efficacité économique : analyse d'une politique d'absence de perte nette écologique, *Revue juridique de l'environnement*, Cachan, Lavoisier, 44, 3, 517–529.
- CGDD, 2013. *Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels*. - Temis - Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, Paris: Commissariat général au développement durable, Direction de l'eau et de la biodiversité, Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, p. 232. (online: <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.html?id=Temis-0079094&requestId=3&number=1>).
- Combe, M., Doussan, I., Lucas, M., 2021. Les mesures compensatoires portées par le secteur agricole : Quels contrats pour quelles obligations ?, *Projet CompAg*, 6.
- Dauguet, B., 2020. *La compensation écologique : conception, inscription et institution de l'équivalence écologique*, Thèse de doctorat. Paris, EHESS. (online: <http://www.theses.fr/2020EHES0034>).
- Devictor, V., 2018. La compensation écologique : fondements épistémiques et reconfigurations technoscientifiques, *Natures Sciences Sociétés*, EDP Sciences, 26, 2, 136–149. doi: 10.1051/nss/2018032.
- Doussan, I., 2021. *Compensation écologique et transition agro-écologique*. *Projet CompAg*, Rapport de recherche ANR-17-CE 32 0014-02. HAL, p. 91. (online: <https://ideas.repec.org/p/hal/wpaper/halshs-03550886.html>).
- Dupont, V., Lucas, M., 2017. La loi pour la reconquête de la biodiversité : vers un renforcement du régime juridique de la compensation écologique ?, *Cahiers Droit, Sciences & Technologies*, PUP, 7, 143–165. doi: 10.4000/cdst.548.
- zu Ermgassen, S. O. S. E., Baker, J., Griffiths, R. A., Strange, N., Struebig, M. J., Bull, J. W., 2019. The ecological outcomes of biodiversity offsets under 'no net loss' policies: A global review, *Conservation Letters*, 12, 6, e12664. doi: 10.1111/conl.12664.
- zu Ermgassen, S. O. S. E., Utamiputri, P., Bennun, L., Edwards, S., Bull, J. W., 2019. The Role of 'No Net Loss' Policies in Conserving Biodiversity Threatened by the Global Infrastructure Boom, *One Earth*, 1, 3, 305–315. doi: 10.1016/j.oneear.2019.10.019.
- Fèvre, M., 2017. Les « services écosystémiques », une notion fonctionnelle, *Droit et Ville*, Institut des Études Juridiques de l'Urbanisme, de la Construction et de l'Environnement, N° 84, 2, 95–118.
- GIBOP, 2019. *Global Inventory of Biodiversity Offset Policies (GIBOP)*. International Union for Conservation of Nature, The Biodiversity Consultancy, Durrell Institute of Conservation & Ecology. (online: <https://portals.iucn.org/offsetpolicy/>).

- Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A. M. V. D. M., Pereira, H. M., 2015. Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, (Open Issue), 14, 61–67. doi: 10.1016/j.cosust.2015.03.008.
- Guillet, F., Floch, C. L., Julliard, R., 2019. Séquence Éviter-Réduire-Compenser : quelle biodiversité est visée par les mesures d'évitement ?, *Sciences Eaux & Territoires*, 58, 1. doi: 10.14758/SET-REVUE.2019.HS.07.
- Guillet, F., Semal, L., 2018. Policy flaws of biodiversity offsetting as a conservation strategy, *Biological Conservation*, 221, 86–90. doi: 10.1016/j.biocon.2018.03.001.
- Guillet, F., Semal, L., Couvet, D., 2017. *Compensation et infrastructures linéaires: stratégies et scénarios pour l'action (COMPILSA). La compensation face à ses limites écologiques et organisationnelles*, Rapport final d'activité. Programme de recherche ITTECOP, p. 125. (online: https://www.ittecop.fr/images/docman-files/docman-files/rapport-final/2014/RF_2014_COMPILSA_VF.pdf).
- Levrel, H., Guillet, F., Lombard-Latune, J., Delforge, P., Frascaria-Lacoste, N., 2018. Application de la séquence éviter-réduire-compenser en France : le principe d'additionnalité mis à mal par 5 dérives, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Les éditions en environnements VertigO, Volume 18 numéro 2. doi: 10.4000/vertigo.20619.
- Longeot, J.-F., Dantec, R., 2017. *Compensation des atteintes à la biodiversité : construire le consensus - Rapport - Sénat*, 517. Paris: Sénat, p. 226. (online: <https://www.senat.fr/notice-rapport/2016/r16-517-1-notice.html>).
- Lucas, M., 2015. *Étude juridique de la compensation écologique*, Issy-les-Moulineaux, LGDJ, lextenso éditions (Bibliothèque de droit de l'urbanisme et de l'environnement, tome 11).
- Lucas, M., 2017. Collectivités locales et compensation écologique, quelles perspectives ?, *Droit et Ville*, Institut des Études Juridiques de l'Urbanisme, de la Construction et de l'Environnement, N° 83, 1, 3–43.
- Lucas, M., 2021. Compenser les atteintes portées à la nature ordinaire : Que dit le droit ?, *Projet CompAg*, 6.
- Maron, M., Ives, C. D., Kujala, H., Bull, J. W., Maseyk, F. J. F., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J. E. M., Lentini, P. E., Gibbons, P., Possingham, H. P., Hobbs, R. J., Keith, D. A., Wintle, B. A., Evans, M. C., 2016. Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting, *BioScience*, 66, 6, 489–498. doi: 10.1093/biosci/biw038.
- Ollivier, C., Bezombes, L., Spiegelberger, T., Gaucherand, S., 2020. La territorialisation de la séquence ERC : quels enjeux liés au changement d'échelle spatiale ?, *Sciences Eaux & Territoires*, 31, 50–55. doi: 10.14758/SET-REVUE.2020.1.10.
- Phalan, B., Hayes, G., Brooks, S., Marsh, D., Howard, P., Costelloe, B., Vira, B., Kowalska, A., Whitaker, S., 2018. Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy, *Oryx*, Cambridge University Press, 52, 2, 316–324. doi: 10.1017/S0030605316001034.
- 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. doi: 10.1016/j.envsci.2013.11.009.
- Semal, L., Guillet, F., 2017. Chapitre 6. Compenser les pertes de biodiversité. Entre absence de perte nette et moindre mal, in *Les politiques de biodiversité*, Paris, Presses de Sciences Po (Académique), pp. 149–169. doi: 10.3917/scpo.compa.2017.01.0149.

- Spash, C. L., 2015. Bulldozing biodiversity: The economics of offsets and trading-in Nature, *Biological Conservation*, 192, 541–551. doi: 10.1016/j.biocon.2015.07.037.
- Vaissière, A.-C., Meinard, Y., 2021. A policy framework to accommodate both the analytical and normative aspects of biodiversity in ecological compensation, *Biological Conservation*, 253, 108897. doi: 10.1016/j.biocon.2020.108897.
- Weissgerber, M., Roturier, S., Julliard, R., Guillet, F., 2019. Biodiversity offsetting: Certainty of the net loss but uncertainty of the net gain, *Biological Conservation*, 237, 200–208. doi: 10.1016/j.biocon.2019.06.036.

IV. Conclusion

L'étude du projet RCEA (A79) nous a permis d'analyser, tel que nous le relatons à la section précédente, les interactions entre les différentes catégories d'acteurs impliqués dans la détermination (phase amont) et la mise en œuvre (phase aval) des mesures compensatoires. Nous montrons que c'est avant tout le résultat de ces interactions entre acteurs du territoire qui va conditionner la compensation écologique, interactions qui s'inscrivent dans des cadres et/ou contextes distincts qui se superposent, apportant leur lot de contraintes : le respect de la réglementation en matière de compensation (avec ses difficultés d'application), le respect des délais contractuels liant le concessionnaire à l'État, la disponibilité du foncier pour la mise en œuvre des mesures, l'organisation de la gestion des sites compensatoires et le suivi de l'efficacité des mesures. Tout cela dans un contexte de manque de ressources des services compétents de l'État, ce qui impacte tant la phase d'instruction du DDAE, que le suivi et le contrôle de la mise en œuvre et de la gestion des mesures compensatoires, alors même que cette dernière étape est indispensable pour évaluer le respect de l'obligation de résultats et l'atteinte de l'équivalence écologique. La question écologique est donc simplement un élément parmi d'autres, et pas nécessairement celui qui prévaut.

Parmi les pistes de réflexions et/ou de recherches supplémentaires que nos résultats évoquent, il est possible de citer la question de l'accessibilité des études d'impact pour un public non sachant, dans le cadre temporel contraint de l'enquête publique. Cette accessibilité paraît en effet mise à mal par le foisonnement d'informations que l'on y trouve (étude d'impact organisée et présentée par procédure) et son volume. Selon le rapport de la commission d'enquête publique, le DDAE du concessionnaire mis à la disposition du public comportait, pour la version électronique, 12 pièces réparties en 28 fichiers, et représentait, pour la version papier, près de 60 kg et 7900 pages en double format A3 (soit plus de 15 000 pages de format A4). Les questions relatives à la compensation écologique peuvent-elles ainsi réellement touché un public non avisé, dans le cadre de l'enquête publique ?

Un autre sujet ouvert concerne la question de l'utilisation de scénarios contrefactuels. En effet, si d'un point de vue réglementaire l'étude d'impact doit inclure un scénario avec et sans projet (dans la limite du principe de proportionnalité), rien n'est requis pour les sites compensatoires. Or, l'impact potentiel et probable du changement climatique ne peut pas être négligé. En l'absence de scénarios contrefactuels réalisés sur les sites compensatoires, au moment de l'état initial, cet impact ne saurait toutefois servir à remettre en cause l'obligation de résultats du maître d'ouvrage.

Enfin, l'absence de contentieux concernant l'A79 (à l'exception d'un recours en référé, qui n'a pas eu de suites) contraste avec le projet GCO, que nous évoquons dans le chapitre qui suit. Il nous a notamment été indiqué que la saga de ce projet devant les juridictions administratives avait conditionné la rédaction de l'arrêté préfectoral sur RCEA, afin d'être très attentif aux termes et à la formulation et ainsi limiter les risques de contentieux (ou d'annulation de l'arrêté en cas de contentieux).

Chapitre 5. La compensation écologique appréhendée par les juges : le contentieux GCO

Nous présentons, dans le présent chapitre, les résultats de l'analyse des décisions juridictionnelles portant sur le projet GCO (A355), une infrastructure autoroutière de 24 km de long, à 2x2 voies, contournant l'agglomération strasbourgeoise (Bas-Rhin) par l'ouest, et qui a pour principal concessionnaire ARCOS (groupe Vinci), à l'exception de l'aménagement de l'échangeur de raccordement du GCO au nœud autoroutier A4-A35 revenant à la SANEF.

Après avoir détaillé la méthodologie de recherche **(I)**, nous présentons la chronologie de l'étude de cas GCO et des différents contentieux administratifs introduits à l'encontre du projet **(II)**, dont nous faisons ensuite l'analyse **(III)**, avant de conclure sur les enseignements qu'il est possible d'en tirer **(IV)**.

I. Méthodologie

L'objet de l'étude de cas GCO (A355) est circonscrit à une analyse de l'aval des autorisations rendues en matière environnementale, et plus précisément à l'analyse des décisions juridictionnelles intervenues à la suite des divers contentieux administratifs introduits à l'encontre du projet. En conséquence, la méthodologie mise en œuvre s'est limitée à l'identification, la collecte et l'analyse de ces décisions.

Toutes les décisions de justice n'étant pas disponibles sur les sites spécialisés (notamment Legifrance, ou encore les bases de données Lexbase et LexisNexis, etc.) ou sur le site de la juridiction ayant rendu la décision, nous avons adressé, le 1^{er} août 2023, un premier courrier électronique au service de la documentation du TA Strasbourg, complété par un second le 21 août 2023, afin d'obtenir communication des décisions par ailleurs introuvables. Le TA Strasbourg nous a ainsi transmis certains documents par courriers électroniques des 1^{er}, 2 et 21 août 2023, identifiés par un astérisque (*) dans le Tableau 5 ci-dessous.

Tableau 5 : Liste des décisions de justice collectées et analysées dans le cas GCO. Les décisions identifiées par un astérisque () correspondent aux décisions transmises par le service documentation du TA Strasbourg*

Dossier	Procédure d'urgence (Ordonnance)	Procédure au fond (Jugement / Arrêt)
DUP		Conseil d'État, 17 mars 2010, req. n° 314114 Conseil d'État, 13 mars 2019, req. n° 418994
ARCOS	<p><u>Dérogation espèces protégées (travaux préparatoires)</u> : TA Strasbourg, 7 avril 2017, req. n° 1701221*</p> <p><u>Autorisation unique</u> : TA Strasbourg, 25 septembre 2018, req. n° 1805542 CAA Nancy, 16 novembre 2021, req. n° 21NC02523 et 21NC02534</p> <p><u>Permis d'aménager le viaduc de Kolbsheim</u> : TA Strasbourg, 14 septembre 2018, req. n° 1805481 TA Strasbourg, 27 février 2019, req. n° 1900807*</p> <p><u>Abattage d'alignement d'arbres</u> : TA Strasbourg, 20 septembre 2018, req. n° 1805601</p>	<p><u>Contrat de concession</u> : TA Strasbourg, 29 mars 2017, req. n° 1604139 CAA Nancy, 19 juin 2018, req. n° 17NC01302</p> <p><u>Dérogation espèces protégées (travaux préparatoires)</u> : TA Strasbourg, 28 novembre 2018, req. n° 1701223 TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1807772*</p> <p><u>Autorisation unique</u> : TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541 TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541</p> <p><u>Permis d'aménager le viaduc de Kolbsheim</u> : TA Strasbourg, 14 février 2019, req. n° 180351</p> <p><u>Délibération du conseil municipal de Geudertheim</u> : TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1801729*</p>
SANEF	<p><u>Dérogation espèces protégées</u> : TA Strasbourg, 23 novembre 2018, req. n° 1806575 TA Strasbourg, 15 janvier 2019, req. n° 1808120</p> <p><u>PLU Brumath</u> : TA Strasbourg, 20 septembre 2018, req. n° 1805487</p>	<p><u>Dérogation espèces protégées</u> : TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550 (jointes) TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1806545 et 1806550 (jointes)*</p> <p><u>Autorisation au titre de la loi sur l'eau</u> : TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1808183* TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1808183</p>

Toutefois, d'autres documents ont été consultés afin d'affiner la chronologie et de vérifier et/ou confirmer certains éléments, mais sans qu'ils fassent l'objet d'une analyse. Il s'agit du contrat de concession, des divers arrêtés préfectoraux et ministériels pris (ARCOS et SANEF), du dossier

pour l'autorisation des travaux préparatoires d'ARCOS, du DAU d'ARCOS (notamment l'étude d'impact actualisée et sa synthèse) ainsi que de son dossier complémentaire.

II. La chronologie du projet GCO (A355) et des contentieux administratifs introduits

Nous présentons dans un premier temps la chronologie du projet GCO (A355) (II.1), préalable indispensable à la compréhension de la succession des recours contentieux qui ont été introduits à l'encontre de nombreux actes administratifs pris dans ce dossier (II.2).

II.1 La chronologie du projet GCO (A355)

Le projet GCO n'est pas récent, sa genèse remontant aux années 1970 : il figurait à la fois dans le Schéma directeur d'aménagement et d'urbanisme de l'agglomération strasbourgeoise et dans celui de Molsheim-Mutzig, et ce dès 1973. Le projet a été affiné dans les années 1990, avant qu'un cahier des charges soit approuvé par le ministre compétent en 2000. Une concertation a été organisée en juin-juillet 2003, ayant ensuite conduit à l'établissement d'un dossier d'avant-projet sommaire, approuvé par décision ministérielle du 4 novembre 2005.

En 2006, l'État, alors maître d'ouvrage, a réalisé une étude d'impact incluse dans le dossier d'enquête publique préalable à la DUP. Cette enquête s'est tenue du 1^{er} juin au 28 juillet 2006, le rapport d'enquête ayant été remis le 21 décembre de cette même année. Le décret DUP a été adopté le 23 janvier 2008²⁰⁴, avec une validité de dix ans à compter de sa publication²⁰⁵. La DUP a été prorogée pour 8 ans par un décret en date du 22 janvier 2018²⁰⁶. Parmi les objectifs affichés du GCO, le projet doit notamment permettre d'améliorer la circulation (report du trafic de transit sur l'A355, en particulier des poids lourds) et la qualité de l'air dans l'agglomération de Strasbourg.

Le 29 juillet 2009, l'État a lancé un appel public à concurrence pour la concession du GCO. C'est le groupe Vinci qui, le 12 janvier 2012, a été désigné seul concessionnaire pressenti. Toutefois, le 5 juin 2012, l'État a retiré ce statut à Vinci, mettant effectivement fin à l'attribution du contrat. La société ARCOS avait néanmoins déjà été créée (immatriculée au registre du commerce et des sociétés de Strasbourg le 23 juillet 2012).

En novembre 2012, le ministre délégué chargé des Transports, de la mer et de la pêche a commandé un rapport d'expertise au CGEDD concernant les déplacements dans la périphérie de l'agglomération strasbourgeoise, lequel a été remis en septembre 2013 et a conclu à la priorité du GCO (A355).

En février 2014, l'État a lancé une procédure de consultation en vue de la passation d'une concession pour la réalisation de l'A355 et, après un nouvel appel d'offres, a attribué cette concession à ARCOS. Le contrat de concession, d'une durée de 54 ans, a été signé le 29 janvier

²⁰⁴ Décret du 23 janvier 2008 déclarant d'utilité publique et urgents les travaux de construction de l'autoroute A355, préc.

²⁰⁵ Décret du 23 janvier 2008, préc., art. 2 : « *Les expropriations nécessaires à l'exécution des travaux devront être réalisées dans un délai de dix ans à compter de la publication du présent décret* ».

²⁰⁶ Décret n° 2018-36 du 22 janvier 2018, préc.

2016 entre l'État et ARCOS et approuvé par décret du même jour publié le 31 janvier 2016, date d'entrée en vigueur dudit contrat²⁰⁷.

Le projet GCO compte en réalité deux maîtres d'ouvrage : la société ARCOS d'une part, pour la concession de l'A355 entre l'échangeur A4/A35 au nord et l'échangeur A352/A35 au sud, et la SANEF d'autre part, en charge de l'aménagement de certaines bretelles de raccordement de l'A355 au nœud autoroutier A4/A35, dont elle est concessionnaire (avenant au contrat de concession²⁰⁸).

Concernant le projet sous maîtrise d'ouvrage ARCOS, l'avant-projet sommaire modificatif a été approuvé par décision ministérielle du 16 septembre 2016. Les travaux préparatoires et les travaux définitifs du projet ARCOS ont fait l'objet d'arrêtés distincts. Ainsi, les travaux préparatoires ont donné lieu à deux arrêtés au titre de la réglementation relative aux espèces protégées : un arrêté ministériel (AM) en date du 16 janvier 2017 (dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées concernant le Crapaud vert, *Bufo viridis*, et le Grand hamster, *Cricetus cricetus*)²⁰⁹ et un AP du 24 janvier 2017. L'adoption de ces arrêtés a été précédée d'une enquête publique, qui s'est tenue du 7 septembre au 22 octobre 2016, portant sur la demande de dérogation espèces protégées relative uniquement aux travaux préparatoires aux futurs travaux de construction de l'infrastructure, à savoir les diagnostics archéologiques et sondages géotechniques.

Concernant les travaux définitifs, ARCOS a choisi de déposer, le 1^{er} février 2017, un DAU dans le cadre de l'expérimentation de l'autorisation unique mise en œuvre à partir de 2014²¹⁰. Le CNPN a émis un premier avis défavorable le 11 juillet 2017 suivi, après modification du dossier par ARCOS, d'un nouvel avis défavorable le 15 décembre 2017. La commission locale de l'eau (CLE) du SAGE Ill-Nappe-Rhin s'est quant à elle prononcée le 20 décembre 2017. À la suite de l'avis de l'Ae du 21 février 2018, par lequel cette dernière avait émis de nombreuses recommandations²¹¹, ARCOS a actualisé l'étude d'impact de 2006. Par ailleurs, le ministre de la Transition écologique et solidaire, dans le cadre de sa saisine pour avis conforme, a rendu un avis favorable avec réserves le 22 février 2018, portant sur la demande de dérogation relative au Crapaud vert (*Bufo viridis*) et au Grand hamster (*Cricetus cricetus*), espèces protégées à compétence ministérielle. L'enquête publique s'est tenue du 4 avril au 17 mai 2018. ARCOS a obtenu son autorisation environnementale unique par un AP en date du 30 août 2018. Cette autorisation a été complétée par deux AP des 24 mai 2019 et 23 novembre 2020, respectivement, puis par un arrêté du 1^{er} juillet 2022 à titre de régularisation (voir ci-dessous).

La partie du projet portée par la SANEF a fait l'objet d'une procédure d'autorisation différente de celle d'ARCOS. La SANEF a notamment fait le choix de ne pas opter pour la nouvelle procédure d'autorisation environnementale unique, mais pour des demandes séparées, l'une au titre de la loi sur l'eau et l'autre au titre de la réglementation sur les espèces protégées. La SANEF a ainsi présenté son dossier de demande de dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées en février 2018, pour le raccordement de l'A355 au nœud de l'A4/A35, et a obtenu ladite dérogation par un

²⁰⁷ Décret n° 2016-72 du 29 janvier 2016, préc.

²⁰⁸ Décret n° 2015-1046 du 21 août 2015, préc.

²⁰⁹ Arrêté du 9 juillet 1999 fixant la liste des espèces de vertébrés protégées menacées d'extinction en France et dont l'aire de répartition excède le territoire d'un département, JORF n° 199 du 28 août 1999.

²¹⁰ Décret n° 2014-751 du 1^{er} juillet 2014, préc.

²¹¹ Avis délibéré de l'Ae n° 2017-91 sur le contournement ouest de Strasbourg (67), adopté le 21 février 2018.

AP en date du 29 août 2018, ainsi que par un AM de la même date (en raison de la présence d'habitats favorables au Pélobate brun, *Pelobates fuscus*, espèce de crapaud protégée relevant de la compétence ministérielle²¹²). La SANEF a obtenu son autorisation au titre de la loi sur l'eau par un AP du 30 août 2018, après l'enquête publique qui s'est déroulée du 2 mai au 6 juin 2018.

Le contrat de concession prévoyait (art. 10) que l'A355 devait être mise en service au plus tard 56 mois après l'entrée en vigueur dudit contrat, soit au plus tard fin septembre 2020²¹³. Cependant, ce n'est que le 17 décembre 2021 qu'elle a été mise en service.

Toutefois, postérieurement à la mise en service, les dossiers d'ARCOS et de la SANEF ont dû être complétés, afin de respecter les prescriptions des jugements avant dire droit²¹⁴ rendus par le TA Strasbourg le 20 juillet 2021 (voir ci-dessous). Ainsi, dans le cadre de la procédure complémentaire requise, ARCOS a soumis une étude d'impact complémentaire. Le CNPN a rendu un avis défavorable le 23 novembre 2021 ; la CLE du SAGE Ill-Nappe-Rhin a rendu un avis réservé (concernant la gestion des eaux pluviales) le 15 décembre 2021 ; l'Ae a émis un avis assorti de réserves le 27 janvier 2022 ; la ministre de la Transition écologique a, le 14 février 2022, rendu un avis conforme favorable concernant la dérogation à la protection stricte du Grand hamster (*Cricetus cricetus*) et du Crapaud vert (*Bufo viridis*). Le dossier a été complété par ARCOS le 8 mars 2022 à la suite des avis du CNPN et de l'Ae, et l'enquête publique complémentaire s'est déroulée du 1^{er} avril au 16 avril 2022. La SANEF a quant à elle soumis un dossier complémentaire en février 2022 dans le cadre de la régularisation de la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées, et l'enquête publique complémentaire s'est tenue, par voie électronique, du 1^{er} avril au 15 avril 2022. Le CNPN a émis un avis favorable le 3 mai 2022. Concernant le dossier loi sur l'eau de la SANEF, les dates sont identiques (à l'exception de l'avis du CNPN, non requis) : dossier complémentaire soumis en février 2022 ; consultation du public par voie électronique du 1^{er} au 15 avril 2022 ; avis favorable (avec une réserve) de la CLE du SDAGE Ill-Nappe-Rhin le 3 mai 2022. C'est ainsi que, le 1^{er} juillet 2022, la préfète du Bas-Rhin a adopté deux AP complémentaires de régularisation, l'un concernant le projet porté par ARCOS, et l'autre celui porté par la SANEF.

II.2 Les contentieux administratifs introduits à l'encontre du projet GCO (A355)

À titre préalable, il est nécessaire de noter que seuls les actes administratifs faisant grief peuvent être attaqués par les tiers devant les juridictions administratives, ce qui n'est pas le cas de l'étude d'impact. C'est la raison pour laquelle ce sont les décisions administratives individuelles qui sont attaquées, les moyens (arguments) soulevés pouvant se fonder sur l'irrégularité de l'étude d'impact qui aurait conduit à une appréciation erronée des faits environnementaux (voir notamment Lucas, 2015). Les contentieux à l'encontre du projet GCO (A355) se sont ainsi succédé au rythme de

²¹² Arrêté du 9 juillet 1999, préc.

²¹³ En cas de non-respect de la date de mise en service, le contrat de concession (art. 39.2) stipule (en dehors de cas de force majeure) que l'État peut exiger d'ARCOS le versement d'une pénalité journalière, par jour de retard : 40 000 euros pour les 120 premiers jours, 60 000 euros pour les 120 jours suivants, et 80 000 euros pour les jours suivants.

²¹⁴ Un jugement avant dire droit est un jugement qui intervient au cours de la procédure, par lequel le tribunal peut ordonner une mesure provisoire ou d'instruction. Cette décision ne constitue pas le jugement final.

l'adoption des autorisations administratives requises pour la réalisation des travaux d'aménagement. L'association Alsace Nature a été à l'initiative de l'ensemble des recours, bien qu'elle n'ait pas toujours été l'unique requérante.

Le schéma ci-dessous (Figure 21) retrace les principaux contentieux introduits. La date d'introduction de l'instance est celle de la requête d'Alsace Nature, quand bien même d'autres requérants auraient également, dans certains cas, présenté une requête.

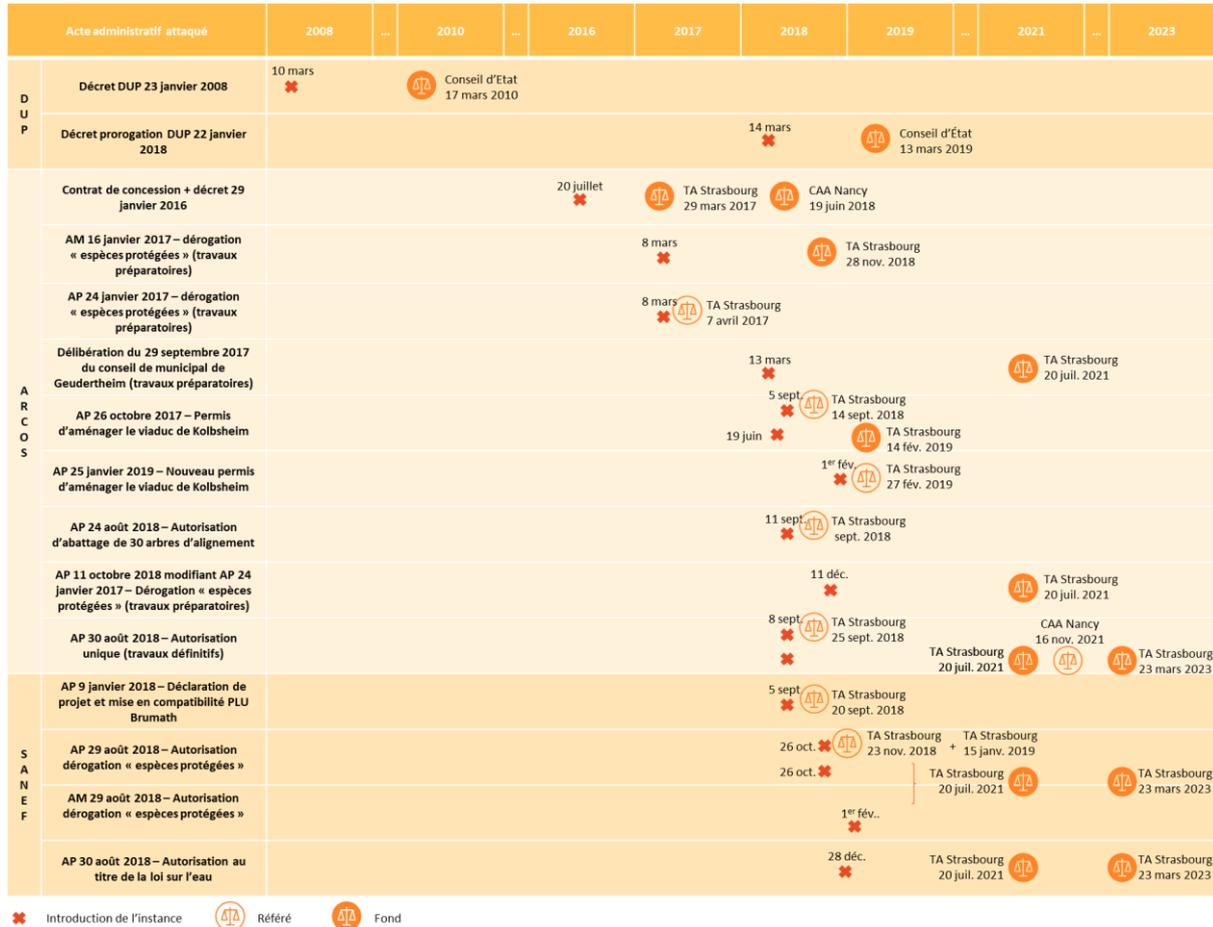


Figure 21 : Chronologie des divers contentieux administratifs introduits par l'association Alsace Nature à l'encontre du projet GCO (A355)

Il est important de noter que le schéma pourrait ne pas être exhaustif. En effet, et en dépit des contacts avec le service de documentation du TA Strasbourg, nous n'avons pas trouvé trace de certaines ordonnances de référé, alors même qu'il apparaît que la politique d'Alsace Nature était toujours d'introduire une procédure de référé parallèlement à la procédure au fond. Ainsi, bien qu'aucune procédure de référé n'apparaisse concernant, par exemple, l'AM du 16 janvier 2017 relatif aux travaux préparatoires d'ARCOS, ou encore l'AP du 30 août 2018 relatif à l'autorisation au titre de la loi sur l'eau de la SANEF, il ne peut être affirmé avec certitude qu'aucune procédure d'urgence n'a été introduite à l'encontre de ces actes administratifs. À l'inverse, certains contentieux apparaissant dans la Figure 21 ci-dessus ne semblent concerner que des procédures de référé (p. ex. le référé-suspension à l'encontre de l'AP du 25 janvier 2019 portant nouveau permis d'aménager –PA– le viaduc de Kolbsheim, ou de l'AP du 24 août autorisant l'abattage d'arbres d'alignement). Or, une procédure de référé-suspension ne pouvant être introduite que si une procédure au fond

l'a également été²¹⁵, nous faisons l'hypothèse que, dans les cas où sa demande de suspension a été rejetée, Alsace Nature s'est désistée de son instance au fond lorsque cette dernière n'avait plus d'intérêt (p. ex. travaux pour la construction du viaduc réalisés sur la base du nouveau PA).

L'analyse des décisions juridictionnelles rendues dans le dossier GCO a pour objectif d'apporter un éclairage sur la manière dont les juridictions abordent et traitent la séquence ERC, et plus particulièrement la compensation écologique, et, ce faisant, contribuent ou non à l'efficacité du mécanisme. Si l'analyse des décisions rendues sur le fond s'avèrent plus riche, l'étude des ordonnances de référé est également de nature à apporter des éclairages intéressants. Notre analyse est par conséquent globale, portant sur l'ensemble des décisions dont nous avons obtenu copie.

Ce qu'il faut retenir de la section II « La chronologie du projet GCO (A355) et des contentieux administratifs introduits »

La genèse du projet GCO remonte aux années 1970. Il a été affiné dans les années 1990 et déclaré d'utilité publique en 2008. La concession a été attribuée à ARCOS (groupe Vinci) ; le contrat de concession signé entre l'État et ARCOS est entré en vigueur le 31 janvier 2016, pour une durée de 54 ans. Le projet GCO (A355) compte en réalité deux maîtres d'ouvrage : ARCOS pour la quasi-intégralité du tracé, et la SANEF pour le nœud autoroutier A4/A35/A355. C'est à partir de 2017 que les arrêtés d'autorisation des travaux et autres actes administratifs requis ont été pris, les principaux arrêtés ayant été adoptés en 2018.

Le projet a rencontré une importante opposition et un abondant contentieux a vu le jour. De nombreux recours ont ainsi été introduits par l'association Alsace Nature, à l'encontre des décrets relatifs à la DUP, mais également (et surtout) à l'encontre des actes administratifs permettant à ARCOS et à la SANEF de réaliser les travaux. Les procédures au fond n'ayant pas de caractère suspensif, de nombreuses procédures en référé-suspension ont été engagées en parallèle. Le contentieux a culminé avec les jugements rendus par le TA Strasbourg les 20 juillet 2021 et 23 mars 2023.

III. L'analyse des décisions juridictionnelles rendues dans le dossier GCO (A355)

Dans le dossier GCO, comme cela pourrait être le cas dans d'autres dossiers, le recours contentieux a pour objectif l'annulation du projet ou, *a minima* la revalorisation des mesures de compensation dans une décision ultérieure (Lucas, 2015). Toutefois, quand bien même une étude d'impact comporterait des irrégularités ou des lacunes, il convient d'ores et déjà de rappeler la jurisprudence *Ocréal* du Conseil d'État, que les juridictions inférieures sont tenues d'appliquer, selon laquelle « *les inexacitudes, omissions ou insuffisances d'une étude d'impact ne sont susceptibles de vicier la procédure et donc d'entraîner l'illégalité de la décision prise au vu de cette étude que si elles ont pu avoir pour effet de nuire à l'information complète de la population ou si elles ont été de nature à exercer une influence sur la décision de l'autorité administrative* »²¹⁶.

²¹⁵ CJA, art. L.521-1.

²¹⁶ Conseil d'État, 14 octobre 2011, préc.

Dans le cadre de notre analyse, nous avons opté pour un traitement thématique, et non chronologique, des données. Si l'un des objectifs est de limiter les redondances, celles-ci ne peuvent être complètement évitées compte tenu du fait que les thématiques liées à la séquence ERC, et à la compensation écologique en particulier, ne sont pas hermétiques, des croisements pouvant (et même devant) être opérés. Ainsi, il apparaît tout d'abord pertinent de présenter, à titre préalable, un panorama des divers moyens que l'association Alsace Nature a pu soulever au soutien des divers contentieux engagés (III.1). Nous analysons ensuite les décisions rendues sous les angles suivants : les inventaires et l'analyse de l'état initial (III.2), le respect de la séquence ERC (III.3), le dimensionnement du besoin compensatoire (III.4), la prise en compte de la biodiversité dite ordinaire (III.5), l'effectivité et l'efficacité des mesures compensatoires (III.6) et, enfin, le respect des conditions pour l'octroi de la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées (III.7).

III.1 Panorama des moyens soulevés au soutien des divers contentieux engagés

Il convient tout d'abord de noter que le requérant doit motiver sa requête introductive d'instance (exposé sommaire des faits et moyens), au risque que celle-ci soit déclarée irrecevable²¹⁷. Dans le cas du GCO il y a eu un foisonnement de moyens présentés par Alsace Nature. Par ailleurs, d'un point de vue de l'imaginaire conflictuel (nous sommes en présence d'un conflit territorial d'ampleur), les moyens peuvent être vus comme autant de munitions utilisées à l'encontre du projet : plus il y en a, plus il y a de chances que l'une ou plusieurs d'entre elles atteignent leur cible.

Les arguments présentés par Alsace Nature ont notamment porté sur : le fractionnement du projet (ARCOS d'un côté, la SANEF de l'autre) ; les effets cumulés avec d'autres projets ; la complétude de l'état initial ; les avis défavorables ou soumis à de nombreuses recommandations et/ou réserves émis par certaines entités dont la consultation était obligatoire (notamment le CNPN, l'Ae et la commission d'enquête) ; le dimensionnement du besoin compensatoire ; l'inintelligibilité du dossier d'enquête publique ; l'absence de raison impérative d'intérêt public majeur (RIIPM) dans le cadre de la procédure de dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées ; l'incompatibilité avec le SDAGE ; l'objectif d'absence de perte nette et le principe d'équivalence écologique ; la prise en compte de la nature ordinaire et des TVB ; le principe de proximité ; la sécurisation et la pérennité des sites compensatoires (maîtrise foncière et durée) ; l'estimation des coûts des mesures ERC ; la mutualisation des mesures compensatoires pour les zones humides et les espèces protégées ; et le moment de la mise en œuvre des mesures de compensation. Cet inventaire à la Prévert n'est pas exhaustif. Il montre toutefois que les moyens présentés par Alsace Nature font, pour ainsi dire, le tour de tous les points d'achoppement qui ont pu être relevés dans et par la littérature, et qui ont été mis en avant pour expliquer l'absence d'efficacité du mécanisme de compensation écologique (voir Chapitre 2).

²¹⁷ En application de l'art. R.411-1 du CJA, la requête par laquelle la juridiction administrative est saisie « contient l'exposé des faits et moyens, ainsi que l'énoncé des conclusions soumises au juge. L'auteur d'une requête ne contenant l'exposé d'aucun moyen ne peut la régulariser par le dépôt d'un mémoire exposant un ou plusieurs moyens que jusqu'à l'expiration du délai de recours ». Le Conseil d'État a ainsi pu juger qu'une requête non motivée avant l'expiration du délai de recours n'était plus régularisable, même par la production d'un mémoire motivé tardif (Conseil d'État, 15 mai 2013, req. n° 361823, mentionné dans les tables du recueil Lebon).

Certains moyens soulevés par l'association requérante, s'ils n'ont pas de dimension environnementale à proprement parler, peuvent également permettre de ralentir le projet. Il est possible de citer à cet égard :

- Le moyen en référé (TA Strasbourg, 14 septembre 2018, req. n° 1805481, PA viaduc de Kolbsheim) tiré de ce que les prescriptions de l'architecte des bâtiments de France (ABF), telles que prises dans le dossier, étaient dénuées de portée normative et renvoyaient à l'avenir, « *l'ABF n'ayant pas entendu donner un avis définitif sur les caractéristiques essentielles du projet et ne pouvant valoir accord au sens de l'article L.632-2 du code du patrimoine* ». À la suite de cette décision, le PA a été retiré et un nouveau PA a été pris, remédiant au vice constaté ; la demande de référé-suspension dont il a fait l'objet a par la suite été rejetée ;
- Le moyen tiré de l'incompétence du préfet pour autoriser l'abattage d'arbres sur le domaine public routier départemental, dans le cadre des dispositions de l'article L.350-3 du C. env. (TA Strasbourg, 20 septembre 2018, req. n° 1805601) ; et
- Le moyen tiré de l'erreur de qualification juridique des faits pour faire annuler un point de la délibération du conseil municipal de Geudertheim en date du 29 septembre 2017, intéressant les travaux préparatoires d'ARCOS et ayant pour objet la cession de parcelles boisées pour la réalisation des travaux (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1801729)²¹⁸.

Par ailleurs, certains arguments qui n'étaient pas fondés sur des dispositions juridiques expresses ont, de ce fait, été déclarés inopérants et écartés par la juridiction administrative. C'est notamment le cas, dans le contentieux au fond à l'encontre de l'AM du 16 janvier 2017 (travaux préparatoires ARCOS, dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées), du moyen tiré de l'absence de communication au CNPN du mémoire complémentaire du porteur de projet, postérieurement à l'avis du CNPN²¹⁹, et de l'absence d'une levée de réserve émise par le CNPN dans son avis, qui n'a qu'un caractère consultatif²²⁰ (TA Strasbourg, 28 novembre 2018, req. n° 1701223).

²¹⁸ TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1801729 :

6. (...) *Alsace Nature est fondée à soutenir que le classement des parcelles concernées comme espace boisé classé faisait obstacle, à la date de la délibération attaquée, au projet, pris dans son ensemble, de coupe rase et de cession des parcelles concernées à Arcos dès lors que cette opération aboutit à réduire l'espace boisé classé de la commune de Geudertheim. Il n'est en outre ni allégué ni établi que le plan local d'urbanisme de Geudertheim aurait été révisé préalablement à l'édition de la délibération attaquée.*

²¹⁹ TA Strasbourg, 28 novembre 2018, req. n° 1701223 :

5. *En troisième lieu, si l'association requérante fait valoir que le mémoire complémentaire du porteur de projet, produit postérieurement à l'avis du CNPN, n'a pas été communiqué aux membres du comité permanent de ce conseil, elle ne fait état d'aucune disposition législative ou réglementaire qui aurait été méconnue ni même n'allègue que ce défaut de communication aurait pu avoir une influence sur le sens de la décision attaquée. Le moyen doit, dès lors, être écarté.* [Gras ajouté par l'auteure]

²²⁰ TA Strasbourg, 28 novembre 2018, req. n° 1701223 :

6. *En quatrième lieu, le comité permanent du CNPN a émis, le 27 septembre 2016, un avis favorable à la demande de dérogation à la protection des espèces sauvages dans le cadre des travaux préparatoires du contournement Ouest de Strasbourg à la condition, notamment, d'intégrer les mesures compensatoires de ces travaux préparatoires dans une stratégie compensatoire globale de l'ensemble du projet d'autoroute A355, en prévoyant leur mise en œuvre et évaluation avant le début de tous travaux. A supposer même, ainsi que le fait valoir l'association Alsace Nature, que cette réserve n'aurait pas été levée et que l'avis devrait ainsi être regardé comme défavorable, il ne résulte d'aucune disposition que le préfet soit lié par l'avis rendu par le CNPN. Dans ces conditions, le moyen tiré de ce que l'arrêté attaqué a été pris malgré un avis*

Ce qu'il faut retenir de la sous-section III.1 « Panorama des moyens soulevés au soutien des divers contentieux engagés »

Les moyens soulevés par l'association requérante dans le cadre des contentieux engagés font écho à l'ensemble des points identifiés dans la littérature comme étant des défis à la détermination et l'efficacité des mesures compensatoires (notamment l'objectif d'absence de perte nette et le principe d'équivalence écologique, la prise en compte de la nature ordinaire, ou encore la sécurisation et la pérennité des sites compensatoires). D'autres moyens, sans dimension environnementale, ont aussi été utilisés pour ralentir le projet.

III.2 Inventaires et analyse de l'état initial

Les juges strasbourgeois ont eu à se prononcer sur le caractère suffisamment complet de l'état initial du milieu naturel en matière de biodiversité, ce qu'ils ont fait en visant le principe de proportionnalité énoncé à l'article R.122-5 du C. env. Ils ont ainsi relevé, dans le cadre du contentieux relatif à l'AP du 30 août 2018 portant autorisation des travaux définitifs d'ARCOS, que :

18. En premier lieu, il résulte de l'instruction que la synthèse actualisée de l'étude d'impact, réalisée par la société Arcos en mars 2018, comprend une présentation de l'état initial du milieu naturel situé sur les emprises du projet et leurs abords. L'analyse de l'état initial des milieux s'appuie sur les résultats des inventaires écologiques, qui ont été réalisés entre 2015 et 2017. En complément de cette présentation, le dossier soumis à enquête publique comprenait, dans la demande de dérogation au titre de l'article L. 411-2 du code de l'environnement, le résultat détaillé des inventaires réalisés en matière de flore et de faune qui ne se sont pas limités aux seules espèces faisant l'objet d'une protection. En outre, des inventaires ont été réalisés de manière spécifique dans les zones humides impactées par le projet, et leur résultat a été analysé de manière détaillée dans la partie du dossier relative aux milieux aquatiques. Enfin, à partir de ces inventaires, les enjeux écologiques, estimés à partir des niveaux de patrimonialité et des enjeux de conservation des espèces contactées ont fait l'objet d'une hiérarchisation. Dès lors, l'étude d'impact n'est pas entachée d'une insuffisance en ce qui concerne l'analyse de l'état initial du milieu naturel en matière de biodiversité. (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541)

Le tribunal énumère ainsi les conditions qu'il considère nécessaires pour que l'état initial contenu dans l'étude d'impact soit considéré comme suffisant, à savoir : (i) une analyse portant sur les emprises du projet et leurs abords, (ii) des inventaires non limités aux espèces protégées, (iii) une présentation détaillée des résultats d'inventaires et (iv) la détermination des enjeux écologiques et leur hiérarchisation. Le TA Strasbourg valide une telle hiérarchisation à partir de niveaux de patrimonialité et d'enjeux de conservation.

Une insuffisance de l'état initial a toutefois été relevée par le TA Strasbourg concernant d'autres thématiques (sols et sous-sols, qualité de l'air, effets sur la santé humaine, conséquences du projet

défavorable du CNPN présente un caractère inopérant et doit, en tout état de cause, être écarté. [Gras ajouté par l'auteure]

sur le développement de l'urbanisation, hypothèses de trafic et leurs incidences sur la fréquentation de l'A35, impacts cumulés avec d'autres projets), ce qui a conduit à un jugement avant dire droit prescrivant la régularisation de l'ensemble des insuffisances. Le tribunal a en effet noté, conformément à la jurisprudence *Ocréal* du Conseil d'État, que « ces lacunes ont eu pour effet de nuire à l'information complète de la population et ont été de nature à exercer une influence sur la décision de l'autorité administrative », viciant par là-même la procédure ayant conduit à la délivrance de l'autorisation (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541). Le tribunal a par la suite considéré que l'étude d'impact complémentaire produite par ARCOS avait permis de remédier aux insuffisances relevées dans le jugement avant dire droit (TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541).

Dans le dossier SANEF, l'inventaire de l'avifaune s'est révélé incomplet. Cet inventaire a été réalisé au printemps 2015, 57 espèces d'oiseaux ayant alors été contactées. Aucun inventaire complémentaire pour ce groupe taxonomique n'a été réalisé postérieurement, mais des données d'observation (LPO), non contestées, ont permis d'établir que neuf espèces d'oiseaux nicheurs protégées avaient été contactées, sans que ces espèces apparaissent dans la demande de dérogation. Il est intéressant de noter que, selon le tribunal :

la circonstance que le bureau mandaté par la Sanef pour réaliser les inventaires a procédé selon une méthodologie qui répondrait aux préconisations notamment du Guide de prise en compte des espèces animales faisant l'objet d'un plan régional d'actions dans les projets d'aménagements en Alsace ne permet pas d'établir le caractère complet de l'inventaire de l'avifaune, pas plus que l'avis du Conseil national de la protection de la nature du 11 juillet 2017 qui indiquait que « les inventaires paraissent complets » tout en regrettant au demeurant l'absence de prise en compte d'une espèce d'oiseau nicheur, le Milan royal. (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550)

Cependant, le tribunal strasbourgeois considère qu'il n'y a insuffisance quant à la demande de dérogation qu'en ce qui concerne trois espèces forestières (le Gobemouche gris, *Muscicapa striata*, le Pic mar, *Dendrocopos medius*, et le Pic épeichette, *Dendrocopos minor*), l'impact des travaux de la SANEF étant limité, au sein de l'aire d'étude rapprochée, à des zones boisées du massif de Krittwald, les milieux ouverts (et un étang) étant essentiellement impactés par les travaux d'ARCOS. Le TA Strasbourg a ainsi prescrit que l'omission de ces trois espèces soit régularisée par l'adoption d'un AP modificatif de manière à inclure ces espèces dans la liste de celles pour lesquelles la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées a été accordée (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550). La régularisation intervenue a été ultérieurement validée par le tribunal (TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1806545 et 1806550).

Ce qu'il faut retenir de la sous-section III.2 « Inventaires et analyse de l'état initial »

Les juges strasbourgeois ont relevé des insuffisances nécessitant une régularisation, tant dans le dossier ARCOS que dans le dossier SANEF. Concernant ARCOS, le tribunal a validé l'état initial pour la partie biodiversité, mais a relevé des insuffisances pour d'autres thématiques (sols et sous-sols, qualité de l'air, effets sur la santé humaine...). Quant au dossier SANEF, les insuffisances provenaient du caractère incomplet de l'inventaire en matière d'avifaune, certaines espèces omises devant être intégrées à la demande de dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées. Le TA Strasbourg a validé les régularisations intervenues.

III.3 Respect de la séquence ERC

Dans le dossier espèces protégées de la SANEF, le tribunal a considéré que la séquence ERC avait été respectée, décrivant le processus mis en place par la SANEF de la manière suivante (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550) :

21. Il ressort du dossier de demande de dérogation déposé au titre du 4° de l'article L. 411-2 du code de l'environnement, dans sa version complétée en février 2018, qu'après une présentation des aires d'études adaptées aux enjeux écologiques, figure une partie consacrée au diagnostic écologique qui s'attache à présenter l'originalité du massif forestier de Brumath-Herrenwald-Krittwald puis à dresser la cartographie des habitats naturels et à faire état de l'inventaire du patrimoine floristique et de la faune et, enfin, à proposer une synthèse des enjeux écologiques. Viennent ensuite une présentation des espèces faisant l'objet de la demande de dérogation, une partie consacrée à l'évaluation des impacts bruts, notamment des impacts temporaires et permanents du projet sur les espèces faunistiques, enfin des développements relatifs aux mesures d'évitement, de réduction et de compensation de ces impacts. L'inventaire de l'état initial des espèces et des habitats a porté notamment sur l'aire d'étude rapprochée qui correspond à la bande, large de 300 mètres, définie dans le cadre de la déclaration d'utilité publique, laquelle excède la stricte emprise des travaux, tandis que l'aire d'étude élargie, qui inclut la totalité du massif forestier, a été prise en compte pour les continuités écologiques. (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550)

Le TA Strasbourg valide ainsi la méthodologie de mise en œuvre de la séquence ERC et la manière dont elle a été appliquée. Les étapes relevées par la juridiction sont les suivantes : (i) présentation des aires d'études adaptées aux enjeux écologiques, (ii) diagnostic écologique (avec cartographie des habitats et des résultats d'inventaires), (iii) synthèse des enjeux écologiques, (iv) présentation des espèces faisant l'objet de la demande de dérogation, (v) évaluation des impacts bruts et (vi) des développements relatifs aux mesures ERC.

Toutefois, il résulte de l'analyse des décisions du TA Strasbourg que le respect de la séquence ERC par le maître d'ouvrage n'est pas synonyme de suffisance des mesures ERC. Ainsi, le tribunal a jugé que :

Certains impacts du projet n'ont pas été complètement évités ni réduits. Alsace Nature est ainsi fondée à soutenir que, dans cette mesure, les arrêtés attaqués méconnaissent l'article L. 163-1 du code de l'environnement en tant qu'ils ne compensent pas suffisamment l'atteinte aux surfaces boisées du sud de la forêt du Krittwald, qui aurait pu être mieux évitée et l'atteinte aux chiroptères lors de l'abattage des quatre-vingt-onze arbres « favorables », qui aurait dû être réduite de manière plus satisfaisante. (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550)

En effet, dans le dossier SANEF relatif à la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées, des insuffisances ont été constatées concernant des mesures d'évitement et de réduction. Ce dossier SANEF présente comme mesure d'évitement le fait d'avoir dérogé au rayon de courbure classique pour la bretelle entre l'A4 et l'A35 (nœud autoroutier au nord), afin de réduire la fragmentation et l'emprise sur le massif boisé du Krittwald. Toutefois, l'association Alsace Nature

argue que cela ne peut être considéré comme une mesure d'évitement, compte tenu du fait que la configuration de l'échangeur a été complètement modifiée par rapport à celle prévue au projet DUP, conduisant à une emprise surfacique accrue et donc un impact beaucoup plus important au niveau de la forêt de Krittwald (impact de 10,1 ha dans le dossier DUP contre un total de 28,4 ha dans le projet final, répartis entre SANEF –12,6 ha– et ARCOS –15,8 ha–). De plus, le tracé choisi pour l'A355 au niveau de son raccordement avec la bretelle de l'A4 a été décalé au nord par rapport à ce qui était initialement prévu, impactant ainsi des surfaces boisées qui étaient évitées dans la configuration de l'échangeur telle que retenue en 2006 (dossier DUP) (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550). Or, aucune explication n'est apportée dans les arrêtés attaqués permettant de justifier un tel changement de configuration, le dossier de demande ne proposant aucune comparaison des incidences environnementales de chacune des configurations envisagées. Le tribunal considère par ailleurs que « *la circonstance que le tracé des bretelles A35 Lauterbourg/ A4 Nord et A355/ A4 Nord ait été revu pour réduire les emprises de l'échangeur à certains endroits est sans incidence sur les impacts surfaciques qui n'ont pas été évités dans la forêt du Krittwald au niveau de l'emprise Sanef* » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550). Les juges strasbourgeois ont jugé que l'illégalité pouvait être régularisée par la présentation de mesures de compensation complémentaires. Ils ont décidé que, « *à titre de compensation de l'insuffisance de la mesure d'évitement, la Sanef propose une superficie complémentaire de boisement à créer* » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550). Ainsi, la SANEF a proposé d'augmenter le dimensionnement et donc la surface compensatoire de la mesure MC4, la surface de boisement à créer passant de 13,42 ha à 17,9 ha. Le tribunal note qu'« *il n'est pas contesté que l'ajout de 3,45 hectares de boisement est de nature à compenser l'atteinte aux espèces protégées recensées dans les surfaces boisées du sud de la forêt du Krittwald, qui aurait pu être mieux évitée* » (TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1806545 et 1806550).

La motivation précitée (relative à la révision du tracé des bretelles A35 Lauterbourg/A4 Nord et A355/A4) est également celle retenue par le TA Strasbourg concernant le dossier loi sur l'eau de la SANEF (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n°1808183), le tribunal ajoutant, puisque l'autorisation concerne notamment les impacts sur les zones humides, que « *la surface des zones humides détruites est de 7,9 hectares pour les travaux relevant de la société Sanef et de 5,9 hectares pour ceux confiés à la société Arcos, soit un total de 13,8 hectares* » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1808183). Le tribunal retient ainsi une insuffisance quant à la compensation des zones humides impactées, eu égard à l'insuffisance de l'évitement (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1808183). En conséquence, les juges strasbourgeois prescrivent à la SANEF de régulariser son dossier en présentant une mesure de compensation complémentaire de création de zone humide, qui devra ensuite faire l'objet d'une prescription dans un AP complémentaire (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1808183). L'arrêté de régularisation concernant les zones humides a été adopté le 1^{er} juillet 2022, et le tribunal a validé la régularisation intervenue, notant que l'effort d'évitement non réalisé portait sur 2,4 ha (« *non remise en cause par l'association requérante* ») et avait conduit à une augmentation du dimensionnement de la mesure compensatoire MC4 (création de boisement humide) avec l'ajout de 4,48 ha, passant de 13,42 ha à 17,9 ha (« *il n'est pas contesté que l'ajout de 4,48 hectares de boisement humide est de nature à compenser l'atteinte aux zones humides du sud de la forêt du Krittwald, qui aurait pu être mieux évitée* ») (TA Strasbourg, 20 mars 2023, req. n° 1808183).

En outre, dans le cadre du dossier espèces protégées de la SANEF, le tribunal a jugé insuffisante la mesure de réduction relative à la limitation du risque de mortalité des chiroptères lors des

abattages d'arbres contenant des gîtes favorables, considérant « *qu'il n'est pas justifié de la pertinence des modalités différenciées mises en œuvre pour l'abattage des arbres susceptibles d'abriter des chiroptères, selon qu'ils comptent un gîte (arbres « favorables ») ou plusieurs gîtes (arbres « très favorables »), au regard de la finalité de la mesure qui est de réduire au maximum le risque de mortalité des chauves-souris qui sont toutes protégées* » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550). Le juge a donc décidé que, « *à titre de compensation de l'insuffisance de la mesure de réduction MR6, la Sanef recensera des arbres à réservoir de biodiversité supplémentaires dans le cadre de la mesure complémentaire (sic) MC3* », cette régularisation devant ensuite conduire à l'adoption d'arrêtés modificatifs (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550). La SANEF a ainsi accru le nombre d'arbres réservoirs (extension de la mesure). Le tribunal note, ici aussi, que l'association requérante ne conteste pas « *que la mesure de compensation ainsi mise en place est de nature à compenser l'insuffisance de la mesure de réduction du risque de mortalité des chiroptères, tenant à la définition de modalités d'abattage d'arbres susceptibles d'abriter ces espèces* » (TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1806545 et 1806550).

Il résulte des éléments qui précèdent que la mise en œuvre d'une mesure d'évitement à un endroit ne doit pas légitimer un évitement moindre à un autre endroit. Le TA Strasbourg a toutefois considéré que des insuffisances en matière d'évitement et de réduction pouvaient être régularisées par des mesures de compensation, lesquelles se substituent ainsi, au moins partiellement, à de telles mesures. Si, d'un point vu pratique, cela peut être perçu comme du bon sens (l'infrastructure sera mise en œuvre et des mesures compensatoires supplémentaires sont préférables à l'absence de mesures), il n'en demeure pas moins que cela semble aller à l'encontre de l'article L.163-1 du C. env. relatif à la compensation écologique, lequel dispose, en son al. 2, que les mesures compensatoires « *ne peuvent pas se substituer aux mesures d'évitement et de réduction* ».

Ce qu'il faut retenir de la sous-section III.3 « Respect de la séquence ERC »

Si le TA Strasbourg a validé la méthodologie de mise en œuvre de la séquence ERC et son application par la SANEF, une telle validation ne signifie pas que les mesures ERC proposées sont suffisantes. Les juges ont ainsi relevé certaines insuffisances concernant des mesures d'évitement (dossiers SANEF loi sur l'eau et espèces protégées) et de réduction (dossier SANEF espèces protégées), considérant toutefois que l'illégalité en résultant pouvait être régularisée par la présentation de mesures compensatoires complémentaires. Des mesures compensatoires se substituent ici, au moins partiellement, à des mesures d'évitement et de réduction.

III.4 Dimensionnement du besoin compensatoire

Le TA Strasbourg s'est également intéressé à la méthode d'évaluation du besoin compensatoire. Il s'agit d'une méthode d'équivalence par pondération, élaborée par le bureau d'études Eco-med, qui a notamment été utilisée comme exemple dans le guide de mise en œuvre de l'approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique (Andreadakis *et al.*, 2021). Le tribunal la synthétise dans les termes suivants :

[Cette méthode] *consiste à évaluer, pour chaque espèce protégée impactée par le projet, dix facteurs, le premier portant sur l'enjeu local de chaque espèce, le deuxième sur l'enjeu local des surfaces impactées, les quatre suivants sur les impacts (nature, durée, surface impactée, impact sur les continuités) et les quatre derniers sur la solution compensatoire (efficacité, équivalence*

temporelle, équivalence écologique et équivalence géographique). Une formule de calcul permet de déterminer un ratio de compensation qui est ensuite appliqué à la superficie impactée pour chacune des espèces afin de déterminer la superficie à compenser. (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550)

L'un des facteurs utilisés, relatif à l'équivalence écologique (F9) est toutefois remis en cause par Alsace Nature, la SANEF ayant retenu une valeur unique (la plus faible : « une compensation répondant convenablement à l'ensemble des critères d'équivalence écologique ») attribuée à toutes les espèces. Or, le tribunal note que la SANEF a reconnu que la recherche de terrains permettant de respecter les critères d'équivalence était difficile, l'une des mesures compensatoires (MC4 : boisement à planter sur 13 ha) répondant difficilement aux critères d'équivalence écologique pour les espèces forestières. Le tribunal considère ainsi que l'association requérante est fondée à soutenir que c'est à tort qu'une valeur de 1 (pour le facteur F9) a été attribuée pour toutes les espèces (53) concernées par la mesure compensatoire MC4, le besoin compensatoire ayant ainsi été sous-évalué. Cependant, il apparaît que même en appliquant une valeur de 2, les besoins compensatoires des espèces concernées seraient couverts par les surfaces compensatoires existantes, puisque dans le dossier de la SANEF « *les mesures compensatoires utiles dépassent largement, en termes de surface, leur strict besoin compensatoire total, tel que déterminé par l'application de la méthode Eco-med* » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550).

Par ailleurs, dans le dossier espèces protégées de la SANEF et en lien avec la nécessité de compléter la demande de dérogation avec les trois espèces d'oiseaux non identifiées antérieurement (voir ci-dessus), le tribunal note, les concernant, qu' « *il n'est ni allégué, ni établi que leurs besoins compensatoires seraient différents des autres espèces d'oiseaux protégées dont elles partagent les mêmes habitats forestiers. Ainsi, les mesures arrêtées pour compenser les impacts résiduels du projet sur toutes les espèces d'oiseaux doivent être regardées comme répondant également aux besoins du Gobemouche gris, du Pic mar et du Pic épeichette* » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550). Une demande de dérogation incomplète n'est ainsi pas synonyme d'un dimensionnement du besoin compensatoire insuffisant.

Sur la question de la mutualisation des mesures compensatoires, le TA Strasbourg note, dans son jugement du 23 mars 2023 relatif à l'AP du 30 août 2018 portant sur les travaux définitifs du projet ARCOS (TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541), que :

Tout d'abord, s'agissant de la mutualisation de mesures compensatoires bénéficiant à plusieurs espèces sur un site unique de mise en œuvre, en raison de similitudes dans les caractéristiques de leur habitat, et du dimensionnement par cortège des mesures destinées à compenser les impacts résiduels sur les espèces d'oiseaux, il résulte de l'instruction que le besoin de compensation a été calculé en se fondant sur l'espèce subissant les impacts résiduels les plus importants ou, pour les oiseaux sauvages, sur celle qui présente l'état de conservation le plus défavorable. Aussi, il n'est pas établi par l'association requérante qu'une telle méthode ne serait pas de nature à conduire à une maximisation du niveau de la compensation des impacts résiduels sur les espèces bénéficiant d'une mesure sur un seul site ou constituant un cortège. (TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541)

Le TA Strasbourg valide ainsi sur ce point la méthode de dimensionnement, en particulier le dimensionnement par cortèges d'espèces, considéré comme suffisant s'il se fonde sur l'espèce

subissant les impacts résiduels les plus importants (c'est-à-dire l'espèce qui conduira à la dette compensatoire la plus élevée).

Le TA Strasbourg a également étudié le respect de l'obligation de compatibilité à laquelle sont soumises les autorisations au titre de la loi sur l'eau eu égard aux orientations et objectifs du SDAGE. Pour son analyse, le tribunal a fait application de la jurisprudence du Conseil d'État, relevant que « *pour apprécier cette compatibilité, il appartient au juge administratif de rechercher, dans le cadre d'une analyse globale le conduisant à se placer à l'échelle de l'ensemble du territoire couvert, si l'autorisation ne contredit pas les objectifs qu'impose le schéma, compte tenu des orientations adoptées et de leur degré de précision, sans rechercher l'adéquation de l'autorisation au regard de chaque disposition ou objectif particulier* » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541). Le tribunal a ainsi jugé que l'arrêté attaqué était compatible avec les orientations et objectifs du SDAGE Rhin-Meuse. Il a notamment relevé que le coefficient surfacique de compensation pour les zones humides était de 10 et que, dès lors, la localisation d'une mesure compensatoire sur un bassin versant de masse d'eau distinct de la zone humide impactée ne la rendait pas incompatible avec ledit SDAGE.

En outre, le TA Strasbourg se penche sur la question des pertes intermédiaires, en lien avec celle de l'efficacité de la compensation écologique. Dans le cadre du contentieux portant sur la dérogation espèces protégées au bénéfice de la SANEF, Alsace Nature soutient que les mesures de compensation relatives aux milieux naturels recréés (reboisement sur une parcelle agricole) ne permettent pas d'atteindre l'équivalence requise par rapport aux milieux naturels boisés détruits, en raison du fait que l'équivalence ne sera pas possible avant plusieurs décennies. Le tribunal écarte toutefois ce moyen, en procédant à une analyse de l'ensemble des mesures compensatoires et note ainsi :

*D'autre part, il n'est pas contestable que, si la mesure compensatoire MC4, qui consiste à planter des essences indigènes non résineuses présentant certaines qualités afin de permettre à ce boisement de parvenir à terme aux objectifs qui lui sont impartis, est la seule mesure prévue par la Sanef qui compense directement la destruction des 12,6 hectares d'habitats de la forêt du Krittwald, ce boisement sera créé sur une ancienne parcelle agricole et n'offrira une équivalence écologique que dans de nombreuses décennies. Toutefois, il résulte de l'instruction que les mesures MC2 et MC3 permettent la conservation des habitats existants sur une superficie de 25,4 hectares tandis que les mesures MC1, MC5 en partie et MC6 visent l'amélioration de certains habitats forestiers sur une surface de 7,91 hectares. Ces mesures compensatoires visent à répondre plus rapidement aux besoins des espèces protégées qui étaient présentes sur l'emprise des travaux. Il ressort par ailleurs des tableaux présents en p. 211 et 212 du dossier de demande de la Sanef que, **même en ne tenant pas compte de la réponse compensatoire qui ne sera offerte qu'à très long terme par le nouveau boisement à l'est du massif, les autres mesures couvrent les besoins surfaciques de compensation.** Ainsi, il ne résulte pas de l'instruction que, contrairement à ce qu'Alsace Nature soutient, le ratio de compensation qui aboutit à ne prévoir qu'une surface de 13 hectares pour le boisement à créer serait manifestement insuffisant. (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550) [Gras ajouté par l'auteure]*

Le tribunal reconnaît que les mesures compensatoires « *ne produiront pas de stock de biodiversité équivalent à celui détruit avant un délai assez long* ». Faisant référence à ce qui précède (mesures compensatoires autres permettant de couvrir une large partie voire la totalité des besoins compensatoires), il analyse le respect de l'objectif de NNL au regard de l'ensemble de la séquence ERC (« *l'objectif d'absence de perte nette de la composante faunistique de la biodiversité a été poursuivi par la définition des mesures de réduction et la conception des mesures de compensation* »), et renvoie aux mesures de suivi, prescrites dans les arrêtés SANEF (espèces protégées), de l'efficacité des mesures de réduction et de compensation « *permettant le cas échéant de définir des mesures correctrices qu'il s'agisse du suivi des habitats comme de la faune* ». Le TA Strasbourg en conclut qu'il ne peut être argué de l'inefficacité des mesures compensatoires « *du seul fait de la durée qui va s'écouler avant que certaines d'entre elles ne contribuent à recréer de la biodiversité* » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550). Ce raisonnement a été repris dans le jugement avant dire droit relatif au volet loi sur l'eau de la SANEF (notamment : « *par ailleurs, l'arrêté en litige impose à la société Sanef des mesures contraignantes de suivi de l'efficacité des mesures de compensation, avec une obligation d'adaptation de ces mesures en cas de non atteinte des objectifs de fonctionnalité des zones créées* ») (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1808183).

De même, dans le volet loi sur l'eau du dossier SANEF, Alsace Nature argue du fait que l'équivalence fonctionnelle ne serait pas démontrée pour les zones humides, et que certaines mesures compensatoires de création d'habitats ne permettront une équivalence écologique que plus tard dans le temps. Le tribunal balaie ces moyens, en faisant notamment référence à la méthode nationale d'évaluation des fonctionnalités des zones humides (« *si l'association Alsace Nature remet en cause cette équivalence fonctionnelle, elle ne critique pas la méthode retenue et n'établit pas, en l'absence de toute précision à l'appui de son allégation, que les résultats issus de son application seraient erronés* ») et au ratio de compensation utilisé pour tenir compte des pertes intermédiaires (« *le délai d'obtention des résultats attendus a été pris en compte par la société Sanef pour déterminer le ratio d'équivalence fonctionnelle, fixé en l'espèce à 1,5* ») (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1808183).

Plusieurs points intéressants ressortent des éléments analysés ci-dessus. Tout d'abord, selon la méthode de dimensionnement employée, l'utilisation d'une valeur unique pour toutes les espèces, pour certains facteurs, doit être suffisamment justifiée, en particulier lorsque la valeur la plus faible est utilisée. Dans le cas d'espèce, les mesures compensatoires ont été considérées comme suffisantes même après application d'un coefficient plus élevé. Cela a également été le cas après l'introduction de trois nouvelles espèces d'oiseaux dans la dérogation SANEF, compte tenu du dimensionnement par cortèges. Quant à la prise en compte des pertes intermédiaires, il semble que des mesures de recréation prises seules (sans mesures de restauration) auraient pu être jugées insuffisantes, compte tenu du délai entre les pertes et les gains de biodiversité associés. Cela démontre l'intérêt pour un maître d'ouvrage de disposer des surfaces de compensation plus importantes que le besoin strict évalué dans le dossier de demande d'autorisation, ce qui peut lui permettre de se prémunir contre certains aléas, au rang desquels il est possible d'inclure les recours contentieux.

Enfin, le tribunal considère que le dimensionnement du besoin compensatoire n'est pas assujéti à la réalisation préalable d'états initiaux sur les sites compensatoires. Il relève en effet que, « *s'il est constant que le dossier produit par la société Arcos ne renseigne pas sur le niveau des populations d'espèces protégées se trouvant déjà sur les sites retenus pour les mesures de compensation, avant la mise en œuvre de celles-ci, ces données*

ne seront cependant utiles que pour évaluer l'efficacité de telles mesures. Une telle absence reste donc sans influence sur le dimensionnement du besoin de compensation » (TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541).

Si cette motivation n'apparaît pas surprenante (la détermination du besoin compensatoire est généralement antérieure à l'identification et, surtout, à la sécurisation des sites compensatoires), elle met déjà en lumière la distinction faite entre la théorie (caractère hypothétique), sur laquelle se fonde les arrêtés d'autorisation et de dérogation, et la pratique, qui permet d'évaluer l'efficacité des mesures. Tel que mentionné ci-dessus concernant le dossier espèces protégées de la SANEF, le tribunal renvoie aux mesures de suivi, prescrites dans les arrêtés, qui devront permettre d'évaluer l'efficacité des mesures de réduction et de compensation et, le cas échéant, de définir des mesures correctives.

Ce qu'il faut retenir de la sous-section III.4 « Dimensionnement du besoin compensatoire »

Dans le dossier SANEF, la méthode utilisée est une méthode d'équivalence par pondération élaborée par le bureau d'études Eco-Med. Si le tribunal strasbourgeois valide la méthode en elle-même, le facteur relatif à l'équivalence écologique est remis en cause, les juges considérant que c'est à tort que la valeur minimale de 1 a été retenue, le besoin compensatoire ayant été sous-évalué. Les juges se livrent toutefois à une appréciation de la dette compensatoire en appliquant une valeur plus élevée. Il en résulte que ce besoin réévalué est d'ores et déjà couvert par les mesures mises en œuvre (d'un point de vue surfacique), allant déjà au-delà du strict besoin compensatoire total. De la même manière, le tribunal considère que le fait que la demande de dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées doive être complétée ne signifie pas que le dimensionnement du besoin compensatoire est automatiquement insuffisant.

Le tribunal valide également (dossier ARCOS) la mutualisation des mesures compensatoires et le dimensionnement par cortèges d'espèces, jugé comme suffisant dans la mesure où il se fonde sur l'espèce subissant les impacts les plus importants. En outre, il valide la compatibilité aux orientations et objectifs du SDAGE applicable.

Par ailleurs, les juges strasbourgeois ont eu à appréhender la question des pertes intermédiaires, en lien avec la question de la pleine efficacité des mesures compensatoires (équivalence atteinte après plusieurs décennies). Le tribunal effectue une analyse globale de l'ensemble des mesures compensatoires, considérant que d'autres mesures compensatoires permettent de répondre aux besoins surfaciques de compensation durant ce laps de temps. Les juges renvoient également aux mesures contraignantes de suivi prescrites, devant conduire à des mesures correctives le cas échéant.

III.5 Prise en compte de la biodiversité dite ordinaire

Il résulte des décisions rendues dans le dossier GCO que les juges strasbourgeois considèrent que la biodiversité dite ordinaire (c'est-à-dire non protégée d'un point de vue réglementaire) doit être prise en compte tant dans les inventaires que l'analyse des impacts, ainsi que dans le cadre des mesures compensatoires. Lors de son analyse du caractère suffisant de l'état initial réalisé par ARCOS, le TA Strasbourg vise ainsi « *le résultat détaillé des inventaires réalisés en matière de flore et de faune qui ne se sont pas limités aux seules espèces faisant l'objet d'une protection* » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541).

Alsace Nature, se fondant sur l'article R.122-5 II du C. env. relatif au contenu de l'étude d'impact, reproche notamment à celle élaborée par ARCOS de n'inclure aucune appréciation qualitative des incidences notables que le projet est susceptible d'avoir sur l'environnement « *quant aux effets du projet sur la biodiversité dans son ensemble incluant la « nature ordinaire»* », mais également quant aux impacts sur les continuités écologiques. Par ailleurs, visant l'article L.163-4 al. 3 du C. env.²²¹, elle considère que cet article imposait des mesures concernant les espèces dites ordinaires et que, en l'absence de telles mesures, le respect du principe d'équivalence écologique, de même que celui de l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité, ne sont pas démontrés. La juridiction strasbourgeoise ne s'est pas prononcée sur ces moyens dans son ordonnance de référé du 25 septembre 2018, mais elle l'a fait dans son jugement avant dire droit du 20 juillet 2021 (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541), tant concernant la prise en compte des impacts du projet sur la biodiversité dite ordinaire, que la manière dont les mesures de compensation appréhendent cette biodiversité. Ainsi, le tribunal a jugé, concernant la prise en compte des effets du projet sur l'ensemble de la biodiversité :

23. En troisième lieu, il résulte des pièces du dossier de demande d'autorisation unique, et notamment de la présentation, dans la synthèse actualisée de mars 2018, du milieu naturel dans lequel s'insère le projet, et du tableau de synthèse des réponses à l'avis de l'Autorité environnementale établi par la société Arcos avant l'enquête publique, que l'impact du projet porte à environ 79 % sur des milieux artificialisés peu propices à la biodiversité, constitués en très grande partie d'espaces cultivés, et, pour le reste, de routes, de voies ferrées ou de zones urbanisées. En outre, l'évaluation des impacts sur les espèces protégées comporte une analyse des habitats naturels affectés par le projet et du niveau d'atteinte qui y est porté par destruction ou par altération. Ces habitats, situés dans des forêts, des vergers, des prairies, des friches, des haies et dans des zones humides, abritent, outre les espèces protégées, de nombreuses autres espèces animales et végétales. Par ailleurs, (...) les effets du projet sur les continuités écologiques, qui conditionnent le maintien de la biodiversité, ont été suffisamment pris en compte. Dès lors, l'association Alsace Nature, qui ne fait au demeurant pas état de composantes identifiées de la biodiversité ordinaire qui auraient été omises lors de l'analyse des impacts du projet en litige, n'établit pas que la prise en compte de ses effets sur la biodiversité serait insuffisante. (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541) [Gras ajouté par l'auteure]

Le TA Strasbourg, s'il confirme que la biodiversité dite ordinaire doit être prise en compte dans le cadre de l'évaluation des impacts, considère toutefois que cette prise en compte est suffisante via l'entrée habitats de l'analyse des impacts (sous réserve qu'il ne soit pas démontré que des composantes de la biodiversité dite ordinaire auraient été omises). Cela vaut également en matière de mesures compensatoires. En effet, le tribunal, dans ce même jugement, considère que les mesures de compensation prévues permettent de prendre en compte les espèces non protégées :

²²¹ C. env., art. L.163-4 al. 3 : « *Lorsqu'elle constate que les mesures de compensation des atteintes à la biodiversité sont inopérantes pour respecter l'équivalence écologique selon les termes et modalités qui ont été fixés par voie réglementaire, l'autorité administrative compétente ordonne des prescriptions complémentaires* ».

41. *En premier lieu, il ressort de la synthèse actualisée de mars 2018 que des mesures de compensation ont été proposées par la société Arcos, qui portent sur des espèces protégées et leurs habitats, sur les opérations de déboisement et de défrichement et sur les zones humides. Si l'association Alsace Nature soutient qu'aucune mesure n'a été proposée pour compenser les atteintes portées aux espèces ordinaires, la société Arcos et la préfète du Bas-Rhin font valoir, sans être contredites, que les zones abritant les habitats d'espèces protégées ou de groupes d'espèces protégées, qui sont au nombre de 51 dans la demande de dérogation, représentent plus de 70 % de la surface impactée par le projet. En outre, les mesures compensatoires proposées, et notamment la restauration de 115 hectares de zones humides ou les mesures en faveur d'espèces forestières sont de nature à permettre la création d'habitats favorables à d'autres espèces faunistiques et floristiques que les seules espèces protégées. Il ne résulte ainsi pas de l'instruction que les mesures de compensation prévues ne répondraient pas aux besoins des espèces non protégées, composant la biodiversité.* (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541)

[Gras ajouté par l'auteure]

Cela a conduit le tribunal à écarter le moyen tiré du non-respect du principe d'équivalence écologique, moyen qui était fondé sur « l'absence de prescriptions visant les espèces ne faisant pas l'objet d'une protection au titre de dispositions législatives ou réglementaires » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541).

En revanche, dans le dossier SANEF, les AP et AM du 29 août 2018 ne concernant que la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées, le tribunal a logiquement jugé que les mesures compensatoires mises en œuvre « n'ont pas vocation à contenir des mesures de compensation des atteintes du projet à la biodiversité ordinaire. Aussi, Alsace Nature ne saurait utilement critiquer l'absence dans le dossier de demande, de prise en compte des impacts du projet sur la « nature ordinaire » ni l'absence de proposition de mesures compensatoires spécifiques aux espèces non protégées et à leurs habitats » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550).

Ce qu'il faut retenir de la sous-section III.5 « Prise en compte de la biodiversité dite ordinaire »

Les juges strasbourgeois confirment que la biodiversité dite ordinaire, par opposition à la biodiversité protégée, doit être prise en compte tant dans les inventaires et l'évaluation des impacts que dans le cadre des mesures de compensation. Ils considèrent toutefois que cette prise en compte est suffisante via l'entrée habitats (abritant des espèces protégées et des espèces non protégées) de l'analyse des impacts, d'une part, et du dimensionnement de la compensation écologique, d'autre part. Le TA Strasbourg a, en conséquence, jugé que des prescriptions spécifiques aux espèces non protégées n'étaient pas nécessaires.

III.6 Effectivité et efficacité des mesures compensatoires

Certains moyens soulevés par Alsace Nature ont porté sur la question de l'effectivité et de l'efficacité des mesures compensatoires. Dans les paragraphes qui suivent, nous abordons la motivation du TA Strasbourg en lien avec ces moyens sous trois angles successifs : (i) le moment

de la mise en œuvre et la durée des mesures compensatoires (III.6.1), (ii) le principe de proximité (III.6.2) et (iii) le renvoi aux mesures de suivi et aux possibles mesures correctives (III.6.3).

III.6.1 Moment de la mise en œuvre et durée des mesures compensatoires

Parmi les moyens soulevés dans le cadre de la procédure de référé-suspension à l'encontre de l'AP d'autorisation unique en date du 30 août 2018 (projet ARCOS), Alsace Nature a notamment évoqué le fait que « *la maîtrise foncière des sites de compensation ne peut être différée* », mais également le fait que « *l'autorité compétente ne démontre pas l'effectivité et la pérennité des mesures compensatoires pendant toute la durée des impacts, en violation de l'article L.163-1-I alinéa 2* » du C. env. (TA Strasbourg, 25 septembre 2018, req. n° 1805542).

Les arguments tirés de l'absence de sécurisation des sites compensatoires (caractère hypothétique), mais également du moment de la mise en œuvre des mesures compensatoires (ces mesures auraient dû être mises en œuvre au plus tard au début des travaux), ont été soulevés à diverses reprises par Alsace Nature. Dans son jugement en date du 28 novembre 2018 (TA Strasbourg, 28 novembre 2018, req. n° 1701223), le TA Strasbourg a motivé le rejet de ces arguments dans les termes suivants :

14. (...) Contrairement à ce que soutient l'association Alsace Nature, il ressort des pièces du dossier, notamment de l'accord de la commune d'Osthoffen pour la mise en œuvre des mesures sur des terrains lui appartenant et de la mise en place de cultures favorables au hamster commun dès 2016, que les mesures compensatoires prévues, dont la mise en œuvre conditionne la dérogation accordée, ne présentaient pas un caractère purement hypothétique. Il ne résulte pas des dispositions précitées de l'article L. 163-1 du code de l'environnement que les mesures de compensation doivent être mises en œuvre avant la réalisation des travaux. Il suit de là que le moyen tiré de ce que l'arrêté serait illégal en raison du caractère hypothétique des mesures compensatoires prévues et de leur absence de réalisation effective à la date de commencement des travaux doit être écarté. (TA Strasbourg, 28 novembre 2018, req. n° 1701223) [Gras ajouté par l'auteur]

Par ailleurs, dans ce même point n°14, le tribunal a noté que l'arrêté attaqué, portant dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées, précisait que cette dérogation était délivrée « *sous réserve de la mise en œuvre et du suivi des engagements pris par le bénéficiaire et, en particulier, des mesures compensatoires énoncées* ».

Le tribunal a eu le même raisonnement dans le cadre du contentieux relatif à l'autorisation des travaux définitifs d'ARCOS, jugeant à nouveau « *qu'il ne ressort d'aucune disposition du code de l'environnement que le pétitionnaire devrait démontrer disposer de la maîtrise foncière des terrains sur lesquels les mesures compensatoires seront mises en œuvre* », tout en relevant que l'arrêté litigieux stipule que le démarrage des travaux impactant des habitats ou des espèces pour lesquels un besoin de compensation a été défini n'est autorisé qu'après justification par ARCOS de la sécurisation foncière et la maîtrise d'usage d'au moins deux tiers des surfaces compensatoires (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541, mais également TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550 – dossier SANEF).

De même, concernant le volet espèces protégées du projet SANEF, le tribunal note qu'« *il ne ressort d'aucune disposition du code de l'environnement une obligation d'effectivité des mesures de compensation avant le début du projet* », mettant toutefois en avant le fait que les arrêtés (préfectoral et ministériel) attaqués assujettissent le démarrage des travaux au début de la mise en œuvre des mesures compensatoires, et à la justification de la maîtrise d'usage des sites compensatoires, ce qui garantit l'effectivité de la compensation (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550).

Il résulte de ce qui précède que les mesures compensatoires ne doivent pas avoir un caractère purement hypothétique : il est nécessaire pour le maître d'ouvrage de démontrer que des démarches de sécurisation de sites compensatoires ont été entreprises. Cette motivation est en ligne avec des décisions rendues par d'autres juridictions et mentionnées dans la thèse de Marthe Lucas (Lucas, 2015)²²².

Par ailleurs, le tribunal note que le fait que les conventionnements conclus pour la sécurisation des sites compensatoires ne dépasseraient pas une durée de dix ans ne suffit pas à remettre en cause l'effectivité des mesures de compensation. En effet, en cas d'absence de renouvellement d'une convention, il appartiendra au préfet de s'assurer de la mise en œuvre d'une mesure de substitution au moins équivalente (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541 ; TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541). De même, le tribunal considère que cette effectivité n'est pas remise en cause par le fait que la durée de mise en œuvre des mesures soit calquée sur celle de la concession (54 ans), considérant qu'à l'issue de cette période il reviendra au préfet de déterminer de nouvelles prescriptions, la loi prévoyant une mise en œuvre de ces mesures « *pendant toute la durée des impacts* ». Le tribunal motive sa décision comme suit :

70. En second lieu, si les mesures de compensation des impacts définitifs du projet en litige doivent être mises en œuvre aussi longtemps que perdurent des incidences sur l'environnement, l'autorisation en litige est délivrée à la société Arcos pour la durée de la convention conclue avec l'Etat, soit jusqu'au 31 janvier 2070. La seule circonstance que la durée de mise en œuvre des mesures de compensation a été fixée à la durée de la concession n'est pas de nature à remettre en cause l'effectivité de ces mesures pendant toute la durée des atteintes, dès lors qu'il incombera au préfet, au terme de cette période de déterminer les prescriptions qui s'imposeront au concessionnaire. (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541) [Gras ajouté par l'auteure]

À travers une telle motivation, le juge tente de concilier la durée des prescriptions ERC calquée sur la durée de la concession avec l'exigence de l'article L.163-1 du C. env., selon lequel les mesures compensatoires doivent « *être effectives pendant toute la durée des atteintes* ». Dans notre cas d'espèce, c'est ainsi renvoyer à 54 ans la question des suites à donner aux arrêtés d'autorisation. Cela constitue une reconnaissance du fait que les obligations du maître d'ouvrage ne prendront pas fin au terme de la concession. Se poseront toutefois des problèmes pratiques de mise en œuvre, tenant notamment au fait de savoir qui, dans 54 ans, se souviendra et/ou se souciera des suites à donner.

²²² Lucas (2015) cite, par exemple, les décisions suivantes : CAA Lyon, 2 février 2010, *Association de Défense contre la Rocade nord-ouest et pour la Protection de l'Environnement du nord-ouest dijonnais (ADEROC)* ; TA Grenoble, 23 mars 2006, *Fédération des Clubs Alpains Français*, req. n° 0301604, non publié ; TA Versailles, 10 juin 2003, *Société sénonnaise de gestion et de participation*, req. n° 9901517.

Cette question est d'autant plus prégnante lorsque l'on connaît le manque de ressources auquel font faillir les services de l'État, notamment pour assurer le suivi et le contrôle du respect des prescriptions des arrêtés (Calvet & Salles, 2019; Dauguet, 2020; Gelot & Bigard, 2021; Padilla *et al.*, 2020; Petitimbert, 2018; Quétier, Regnery, *et al.*, 2014).

III.6.2 Respect du principe de proximité

Le TA Strasbourg, dans son jugement en date du 28 novembre 2018 (TA Strasbourg, 28 novembre 2018, req. n° 1701223), s'est également penché sur le respect du principe de proximité, en se référant notamment aux travaux parlementaires ayant conduit à l'adoption de l'article L.163-1 du C. env.²²³. Dans ses motifs, le tribunal a analysé de manière précise le respect du principe de proximité :

Dans le cas d'espèce, il ressort des pièces du dossier que le terrain d'assiette des travaux préparatoires au contournement autoroutier n'est pas particulièrement favorable à l'habitat du hamster commun. Aucun terrier de cette espèce n'a été répertorié en 2015 et 2016 dans leur périmètre, seuls quelques terriers ayant été recensés dans la zone périphérique. Il en résulte que le site endommagé ne présente que de faibles fonctionnalités d'accueil du hamster commun. Au demeurant le site à proximité immédiate des travaux, constitué par le terrain de l'ancienne base militaire d'Entzheim située à deux kilomètres, s'il paraissait, par sa situation de connexité avec le site endommagé, propice à une compensation, s'est révélé pollué notamment par des hydrocarbures. A l'inverse, près de 20 % des terriers de hamster recensés en Alsace se trouvent sur le territoire et aux environs immédiats de la commune d'Elsenheim. La compensation, ainsi opérée sur ce site favorable, garantit davantage le maintien de l'espèce dans son aire de répartition naturelle, laquelle se définit, en France, au niveau de la plaine d'Alsace. En outre, alors que l'impact des travaux préparatoires sur l'habitat du hamster commun se limite à une surface totale de 10,89 hectares, les mesures compensatoires, qui consistent à développer sur des terres agricoles des cultures favorables à l'espèce, représentent une surface de 11,05 hectares. Dans ces circonstances, les mesures de compensation propres au hamster commun ne peuvent être regardées, au vu de la manière dont la notion de « proximité », telle qu'éclairée par les travaux parlementaires, doit être appréciée, comme ayant été prises en méconnaissance des dispositions précitées. (TA Strasbourg, 28 novembre 2018, req. n° 1701223)

Le tribunal confirme ainsi l'exigence d'une proximité fonctionnelle et non pas uniquement géographique, afin d'offrir une meilleure garantie d'efficacité. L'on peut toutefois s'étonner de voir apparaître dans un paragraphe relatif à la proximité des considérations liées au ratio compensatoire, le juge ayant considéré qu'un ratio surfacique compensatoire de 1:1,01 (11,05 ha/10,89 ha) était suffisant, malgré les incertitudes quant au succès des mesures compensatoires (sur la nécessité d'un ratio supérieur à 1, voir p. ex. Moilanen & Kotiaho, 2018).

²²³ L'art. L.163-1 du C. env. dispose que « les mesures de compensation sont mises en œuvre en priorité sur le site endommagé ou, en tout état de cause, à proximité de celui-ci afin de garantir ses fonctionnalités de manière pérenne ».

III.6.3 Renvoi aux mesures de suivi et aux possibles actions correctives

Comme nous l'avons vu précédemment en lien avec le dimensionnement du besoin compensatoire, et en particulier la prise en compte des pertes intermédiaires, le TA Strasbourg ne tient pas compte de l'efficacité des mesures compensatoires et se contente de renvoyer aux mesures de suivi prescrites dans les arrêtés (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550 ; TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1808183). Ces mesures de suivi doivent permettre d'évaluer l'efficacité des mesures de réduction et de compensation et conduire, le cas échéant, à l'imposition de mesures correctives par le préfet. Dans le cas de Notre-Dame-des-Landes, la CAA Nantes s'était également fondée sur les mesures de suivi et les moyens de surveillance et de contrôle prévus par les arrêtés pour juger de leur légalité²²⁴ (voir notamment l'analyse qu'en fait Dubreuil, 2017).

Une distinction est ainsi faite entre deux phases : l'obtention des arrêtés d'autorisation requis, d'une part, et le respect et la mise en œuvre des prescriptions figurant dans ces arrêtés, notamment en matière de mesures ERC et de leur suivi, d'autre part. Le juge administratif ne s'intéresse qu'à la première étape lorsque l'annulation des arrêtés est demandée (pour insuffisance de l'étude d'impact en particulier). Ainsi, en cas d'absence de mise en œuvre ou d'inefficacité des mesures compensatoires, Alsace Nature pourrait signifier au préfet le non-respect des arrêtés, afin que ce dernier prenne les mesures qui s'imposent. En cas de décision de rejet de la part de l'autorité administrative, l'association pourrait alors à nouveau saisir le juge administratif.

La voie judiciaire est également ouverte aux tiers, et en particulier aux associations de protection de l'environnement, qui pourraient notamment se fonder sur les dispositions relatives au préjudice écologique pour exiger réparation en nature²²⁵. Par ailleurs, la Cour de cassation a récemment jugé que le délit d'atteinte à la conservation des habitats naturels ou espèces animales non domestiques, en violation des prescriptions prévues par les règlements ou décisions individuelles pris en application de l'article L. 411-2 du C. env. (donc notamment les arrêtés portant dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées), peut être consommé par la simple abstention de satisfaire aux dites prescriptions ; une faute d'imprudence ou négligence suffit à caractériser l'élément moral du délit²²⁶. Cependant, comme le relève Marthe Lucas, « *la voie judiciaire n'est néanmoins véritablement intéressante d'un point de vue écologique que si le juge prescrit à titre de réparation une obligation de (mieux) réaliser les mesures compensatoires au maître d'ouvrage défaillant* » (Lucas, 2015).

²²⁴ CAA Nantes, 14 novembre 2016, req. n° 15NT02386, inédit au recueil Lebon.

²²⁵ C. civ., art. 1248 : « *L'action en réparation du préjudice écologique est ouverte à toute personne ayant qualité et intérêt à agir, telle que l'Etat, l'Office français de la biodiversité, les collectivités territoriales et leurs groupements dont le territoire est concerné, ainsi que les établissements publics et les associations agréées ou créées depuis au moins cinq ans à la date d'introduction de l'instance qui ont pour objet la protection de la nature et la défense de l'environnement* ».

C. civ., art. 1248, al. 1 : « *La réparation du préjudice écologique s'effectue par priorité en nature* ».

²²⁶ Cour de cassation, 18 octobre 2022, pourvoi n° 21-86.965, publié au bulletin.

Ce qu'il faut retenir de la sous-section III.6 « Effectivité et efficacité des mesures compensatoires »

La juridiction strasbourgeoise a jugé qu'il ne ressortait d'aucune disposition du C. env. (i) que le maître d'ouvrage devait démontrer disposer de la maîtrise foncière des sites compensatoires pour obtenir l'arrêté d'autorisation préfectoral et (ii) que les mesures de compensation devaient être effectives avant la réalisation du projet. Les juges ont toutefois tenu compte d'accords avec des propriétaires pour considérer que les mesures n'étaient pas purement hypothétiques, ainsi que des prescriptions des arrêtés préfectoraux en cause exigeant la sécurisation de sites de compensation (deux tiers pour ARCOS) avant le démarrage des travaux.

De plus, le TA Strasbourg, se penchant sur la question de l'effectivité des mesures compensatoires « *pendant toute la durée des atteintes* », considérant, d'une part, que les conventionnements peuvent être d'une durée inférieure à la durée de la concession (le renouvellement de la convention est possible et, en son absence, le préfet peut imposer une mesure de substitution) et, d'autre part, que le préfet devra déterminer de nouvelles prescriptions à l'issue de la durée de la concession.

Par ailleurs, le TA Strasbourg s'est livré à une analyse détaillée du respect du principe de proximité, faisant ressortir la nécessité d'une proximité fonctionnelle et non pas strictement géographique. Enfin, le TA Strasbourg ne prend pas en compte la question de l'efficacité des mesures compensatoires pour apprécier la légalité des actes administratifs attaqués. Il se place au moment de l'adoption de l'acte et ne tient pas compte des conditions liées à sa mise en œuvre, renvoyant aux mesures de suivi prescrites.

III.7 Respect des conditions pour l'octroi de la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées

En application de l'article L.411-2 du C. env., trois conditions sont requises pour l'obtention d'une dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées dans un projet d'aménagement tel que le GCO : (i) l'un des cinq motifs listés à cet article, qui peut être l'existence d'une RIIPM, (ii) l'absence d'autre solution satisfaisante et (iii) le fait que la dérogation ne nuise pas au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle.

Il est important de noter que, le 9 décembre 2022, le Conseil d'État a rendu un avis contentieux²²⁷ précisant les conditions devant conduire au dépôt d'une demande de dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées²²⁸, ainsi que celles relatives à l'octroi de cette dérogation. Dans le dossier GCO, l'obligation de dépôt d'une demande de dérogation ne faisait pas de doute ; nous nous concentrons donc sur les conditions relatives à l'octroi de la dérogation. Concernant ces

²²⁷ Conseil d'État, 9 décembre 2022, req. n° 463563, publié au recueil Lebon.

²²⁸ Concernant les conditions liées au déclenchement de l'obligation de dépôt d'une demande de dérogation, le Conseil d'État distingue deux conditions successives et cumulatives : (i) la présence de « *spécimens de l'espèce concernée (...) dans la zone du projet, sans que l'applicabilité du régime de protection dépende, à ce stade, ni du nombre de ces spécimens, ni de l'état de conservation des espèces protégées présentes* » et, ensuite, (ii) l'existence d'un « *risque (...) suffisamment caractérisé. À ce titre, les mesures d'évitement et de réduction des atteintes portées aux espèces protégées proposées par le pétitionnaire doivent être prises en compte* » (paragraphe 4 et 5 de l'avis du Conseil d'État, 9 décembre 2022, préc.).

dernières, la haute juridiction note tout d'abord que les trois conditions posées par l'article L.411-2 du C. env. sont « *distinctes et cumulatives* », indiquant ensuite que « *pour déterminer, enfin, si une dérogation peut être accordée sur le fondement du 4° du I de l'article L. 411-2 du code de l'environnement, il appartient à l'autorité administrative, sous le contrôle du juge, de porter une appréciation qui prenne en compte l'ensemble des aspects mentionnés au point 3 [les trois conditions distinctes et cumulatives], parmi lesquels figurent les atteintes que le projet est susceptible de porter aux espèces protégées, compte tenu, notamment, des mesures d'évitement, réduction et compensation proposées par le pétitionnaire, et de l'état de conservation des espèces concernées* ». Le Conseil d'État a confirmé sa position dans un arrêt du 28 décembre 2022²²⁹.

Dans le cadre du contentieux GCO, la juridiction administrative a analysé le respect des trois conditions précitées. Nous n'abordons pas ici la condition relative à l'absence d'autre solution satisfaisante, cette dernière ayant été rapidement évacuée par le TA Strasbourg. Le tribunal a en effet considéré que cette condition était respectée, visant notamment les cinq options qui avaient été étudiées dans le cadre de l'étude d'impact DUP, lesquelles avaient fait l'objet d'une analyse comparative prenant notamment en compte leurs effets sur l'environnement (voir notamment TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541).

III.7.1 Condition relative à l'existence de RIIPM

Dans son AP d'autorisation unique en date du 30 août 2018 relatif aux travaux du projet ARCOS, de même que dans son AP du 29 août 2018 portant dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées dans le dossier SANEF, le préfet du Bas-Rhin avait pris en compte les mesures ERC pour qualifier les RIIPM²³⁰, Alsace Nature considérant qu'il s'agissait là d'une erreur de droit. Le juge des référés a retenu que le moyen soulevé par l'association était de nature à créer un doute sérieux quant à la légalité de l'acte (TA Strasbourg, 25 septembre 2018, req. n° 1805542 ; TA Strasbourg, 23 novembre 2018, req. n° 1806575). Si le juge des référés a suspendu l'AP du 29 août 2018 dont la SANEF est bénéficiaire²³¹, suspension qui a été levée à la suite de l'adoption par le préfet d'un arrêté modificatif du 20 décembre 2018²³² remédiant à l'erreur de droit (TA Strasbourg, 15 janvier 2019, req. n° 1808120), il en a décidé autrement en ce qui concerne l'AP d'autorisation d'ARCOS. En effet, le juge a, « *à titre exceptionnel* », écarté la demande de suspension de l'acte, considérant notamment que le motif d'illégalité était aisément régularisable, « *dans la mesure où les défendeurs justifient les éléments* » constituant des RIIPM. L'AP du 30 août 2018 avait par la suite été modifié par un arrêté du 17 décembre 2018, régularisant les motifs de fait servant à justifier le respect de la condition de RIIPM. Le tribunal a validé l'existence de ces RIIPM, à la suite des

²²⁹ Conseil d'État, 28 décembre 2022, req. n° 449658, mentionné dans les tables du recueil Lebon.

²³⁰ Ces arrêtés indiquent « *qu'en regard aux effets socio-économiques attendus et aux mesures d'évitement, de réduction et de compensation décrites dans le présent arrêté, qui permettent de concilier les différents enjeux en présence, le projet constitue une raison impérative d'intérêt public majeur* ».

²³¹ Parmi les motifs ayant conduit à accueillir la demande de suspension, le juge des référés, dans le dossier SANEF, a considéré que « *l'arrêté attaqué a une portée limitée en ce qu'il ne déroge à la protection des espèces que pour la seule réalisation du raccordement autoroutier entre l'A4 et le projet d'A355 au Nord de Strasbourg et que la suspension de son exécution n'obère pas la réalisation des autres travaux en cours du contournement Ouest de Strasbourg, déclarés d'utilité publique et urgents* » (TA Strasbourg, 23 novembre 2018, req. n° 1806575).

²³² Un arrêté du ministre de la Transition écologique en date du 24 janvier 2019 a également modifié les motifs de l'AM du 29 août 2018 afin de remédier à l'erreur de droit.

régularisations intervenues²³³ (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541 ; TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541). Cela vaut également pour le dossier SANEF, la reconnaissance dans ce dossier de RIIPM étant subordonnée à une telle reconnaissance dans le dossier ARCOS. C'est ainsi que le tribunal a choisi de « réserver le moyen tiré de ce qu'il n'est pas justifié d'une raison impérative d'intérêt public majeur, dont l'existence ne peut être appréciée qu'à l'échelle du programme des travaux pris dans son ensemble » (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550).

Il est notamment intéressant de noter que le TA Strasbourg considère que les éléments relevant des conditions d'exploitation de l'ouvrage ne peuvent être pris en compte, les hypothèses et projections émises au stade du DAU devant seules être retenues (TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541). C'est, d'une certaine manière, le pendant RIIPM de ce que l'on a déjà pu indiquer concernant l'analyse de l'efficacité des mesures compensatoires, à savoir que le juge regarde l'aspect hypothétique, considérant que les conditions d'exploitation sont liées au contrat de concession et non à l'autorisation environnementale²³⁴. Concernant ledit contrat de concession, l'association Alsace Nature, qui en avait demandé l'annulation, s'était vue opposer une fin de non-recevoir fondée sur l'absence d'intérêt lésé, le contrat de concession n'impliquant pas par lui-même la réalisation de travaux, lesquels devaient faire l'objet d'études et d'une autorisation

²³³ Dans son jugement avant dire droit du 20 juillet 2021 (TA Strasbourg, req. n° 1805541), relatif à l'AP du 30 août 2018 concernant les travaux définitifs d'ARCOS, le tribunal note que :

L'arrêté s'appuie désormais sur le fait que le projet poursuit un objectif d'aménagement du territoire et tend, notamment, à la réduction des impacts de la traversée de l'agglomération strasbourgeoise par l'A 35, à l'amélioration de la circulation et de la sécurité publique et au développement économique et social des territoires concernés. Il précise encore que le projet vise pour cela, notamment à capter les véhicules transitant actuellement par l'A 35 à travers l'agglomération strasbourgeoise, ce qui allégera et améliorera les conditions de circulation en transit local ou de longue distance, à améliorer le cadre de vie des riverains de l'A 35 par la réduction des risques sur leur santé, l'amélioration de la qualité de l'air et la réduction des impacts sonores, à favoriser un développement économique et social en raison des facilités de circulation et du désengorgement de l'A 35 et la mise en place d'un réseau de transports en commun et de plateformes de covoiturage, à améliorer l'impact environnemental par la baisse de la pollution atmosphérique et à accroître la sécurité routière par une fluidification et meilleure organisation de la circulation.

Le tribunal avait toutefois, alors, réservé son jugement jusqu'à ce que les diverses insuffisances de l'étude d'impact relevées soient régularisées, les rubriques concernées étant pertinentes pour appréhender les raisons avancées par ARCOS pour justifier les RIIPM.

²³⁴ TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541 :

20. (...) Il ressort des chiffres de fréquentation de l'autoroute A 35 produits en défense, suite à la mise en service de l'autoroute A 355 en décembre 2021, que le nombre de véhicules légers n'a diminué que de 6 pour 100 entre la période de janvier à juin 2019 et celle de janvier à juin 2022, ce qui est en très en deçà des projections de la société Arcos mentionnées au point précédent. (...) Toutefois, **les conditions tarifaires ne relèvent pas des caractéristiques de l'ouvrage, mais exclusivement des conditions de son exploitation, et notamment des termes du contrat de concession, distinct de l'autorisation environnementale.** Ainsi, l'association requérante, qui ne remet pas sérieusement en cause les projections de trafic pouvant être supportées par l'autoroute A 355 et celles de la diminution induite de la circulation sur l'autoroute A 35, **ne démontre pas que le projet en litige ne permettrait pas une baisse significative du volume de véhicules traversant l'agglomération strasbourgeoise par cet axe.**

21. (...) **qualité de l'air.** (...) En outre, si, ainsi que le fait valoir l'association Alsace Nature, l'impact de la construction de cet axe demeure très limité, dans les projections en 2040, sur le volume d'émissions de substances polluantes, la recommandation de l'Autorité environnementale consistant à diminuer la vitesse autorisée sur l'autoroute A 355 à 90 kilomètres par heure, qui permettrait de sensiblement réduire ces émissions, notamment de dioxyde de carbone, **relève uniquement des conditions d'exploitation de l'ouvrage.** [Gras ajouté par l'auteur]

environnementales avant de pouvoir être mis en œuvre (TA Strasbourg, 29 mars 2017, req. n° 1604139)²³⁵.

Par ailleurs, la disposition relative à la condition de RIIPM de l'article L.411-2 du C. env. lit « c) *Dans l'intérêt de la santé et de la sécurité publiques ou pour d'autres raisons impératives d'intérêt public majeur, y compris de nature sociale ou économique, et pour des motifs qui comporteraient des conséquences bénéfiques primordiales pour l'environnement* ». Alsace Nature a ainsi argué du caractère cumulatif des motifs visés, eu égard, on peut le supposer, à la conjonction de coordination « et ». Le tribunal strasbourgeois ne l'a pas suivie, jugeant qu'il s'agissait de motifs distincts (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541 ; TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1807772 ; TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1806545 et 1806550).

III.7.2 Condition relative au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle

Quant à la troisième condition relative au maintien, dans un état de conservation favorable des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle, le tribunal a jugé que c'est à bon droit que l'association Alsace Nature soutient que le DAU d'ARCOS était incomplet. Pour ce faire, le tribunal rappelle les étapes posées par la jurisprudence *Tapiola* de la CJUE²³⁶, et analyse le dossier d'ARCOS au regard de ces exigences, considérant notamment que la méthode de dimensionnement de la compensation écologique utilisée ne peut servir à justifier le respect de cette troisième condition à la dérogation (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541) :

80. L'association Alsace Nature soutient que, ainsi qu'il ressort d'un arrêt de la Cour de justice de l'Union européenne du 10 octobre 2019 rendu dans l'affaire C-674/17, le dossier de demande et les arrêtés attaqués devaient comporter l'évaluation de l'état de conservation des populations des espèces protégées concernées par la demande de dérogation et de l'impact que la dérogation envisagée est susceptible d'avoir sur celui-ci tant au niveau local qu'au niveau du territoire de l'Etat membre. Ainsi que le souligne l'association requérante, l'analyse des impacts du projet n'a porté que sur la zone d'étude, sans qu'il ne soit fait état de données relatives à la dynamique de la population de l'espèce et sans qu'il ne soit justifié qu'il continuera probablement d'exister un habitat suffisamment étendu pour que les populations de chacune des espèces ou des cortèges d'espèces se maintiennent à long terme. Extrêmement synthétique, le chapitre consacré à l'analyse du maintien des populations des espèces protégées dans leur aire de répartition naturelle ne comporte aucune analyse de ce que l'aire de répartition naturelle de chaque espèce ne diminuera pas ni ne risque de diminuer dans un avenir prévisible. Si la préfète du Bas-Rhin se prévaut de la méthode ayant conduit à la définition des termes de la compensation, l'application de la méthode « Ecomed » pour dimensionner le besoin de compensation n'est

²³⁵ Le TA Strasbourg a ainsi jugé que ledit contrat « ne saurait être regardé comme susceptible de léser de façon suffisamment directe et certaine les intérêts précités que défend l'association Alsace Nature » (TA Strasbourg, 29 mars 2017, req. n° 1604139), ce que la CAA Nancy a par la suite confirmé (CAA Nancy, 19 juin 2018, req. n° 17NC01302).

²³⁶ CJUE, 10 octobre 2019, *Tapiola*, n° C-674/17.

pas de nature à établir que la condition de maintien dans un état de conservation favorable des populations des espèces protégées dans leur aire de répartition naturelle serait respectée. Par suite, l'association requérante est fondée à soutenir que le dossier de demande de la société Arcos est incomplet sur ce point, qui n'est pas corrigé par l'arrêté attaqué. (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541)
[Gras ajouté par l'auteure]

La motivation a été reprise par le tribunal dans son jugement avant dire droit concernant le volet espèces protégées du dossier SANEF (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550).

La juridiction administrative, faisant usage des pouvoirs que lui confère l'article L.181-18 du C. env., a prescrit des mesures visant à la régularisation du dossier d'ARCOS : étude d'impact complémentaire afin de régulariser les illégalités relevées, analyse portant sur la 3^{ème} condition à la dérogation espèces protégées, devant être suivie(s) d'une enquête publique complémentaire ainsi que d'un arrêté complémentaire de régularisation (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541). Le tribunal a ainsi sursis à statuer afin de permettre une telle régularisation pour une durée de 10 mois à compter de la notification du jugement ou jusqu'à la transmission par le représentant de l'État de l'arrêté de régularisation (même jugement). Cet arrêté a été pris le 1^{er} juillet 2022 et transmis au tribunal le 6 juillet suivant (TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541). Concernant le projet SANEF, le tribunal a également prescrit des mesures complémentaires de régularisation dans le volet espèces protégées, décidant que la SANEF devait réaliser une analyse de ce que les mesures de réduction et de compensation permettent le respect de la 3^{ème} condition d'obtention de la dérogation, ce qui devait, par la suite, conduire à l'adoption d'arrêtés complémentaires, et ce dans le même délai que celui imposé à ARCOS (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550). Cette régularisation est intervenue à travers un arrêté préfectoral modificatif du 1^{er} juillet 2022.

Dans ses jugements du 23 mars 2023 (TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541 ; TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1806545 et 1806550), le tribunal porte un regard sur l'analyse complémentaire produite par ARCOS, au vu des deux conditions successives pour une analyse valide, à savoir déterminer (i) l'état de conservation des populations des espèces concernées et (ii) les impacts géographiques et démographiques que les dérogations envisagées sont susceptibles de produire sur celui-ci. Le TA Strasbourg reprend ici les précisions apportées par le Conseil d'État dans son arrêt du 28 décembre 2022²³⁷. Le tribunal juge que ces conditions sont remplies, l'évaluation de l'état de conservation ayant été menée à trois échelles (France métropolitaine ou aire biogéographique naturelle pour les oiseaux, région Alsace ou plaine d'Alsace, et aire d'étude du projet GCO), les espèces étant ensuite réparties en trois niveaux de conservation (favorable, défavorable–inapproprié et défavorable–mauvais). Selon les juges, l'analyse complémentaire d'ARCOS apprécie également le niveau des impacts géographiques et démographiques, en prenant en compte l'enjeu écologique de chaque espèce et le niveau d'intensité de l'impact par elle subi, en

²³⁷ Conseil d'État, 28 décembre 2022, préc. : « 6. Pour apprécier si le projet ne nuit pas au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle, il appartient à l'autorité administrative, sous le contrôle du juge, de déterminer, dans un premier temps, l'état de conservation des populations des espèces concernées et, dans un deuxième temps, les impacts géographiques et démographiques que les dérogations envisagées sont susceptibles de produire sur celui-ci ».

tenant compte des mesures ERC. Il est important de noter que le tribunal considère qu'il convient d'apprécier la « possibilité » de maintenir les espèces dans un état de conservation favorable, les circonstances liées à la mise en œuvre des mesures compensatoires et qui démontreraient une absence de réussite des mesures ne pouvant être prises en compte :

*32. L'association Alsace Nature se prévaut, enfin, de ce que lors de l'enquête publique complémentaire, deux observations ont été formulées sur la réussite limitée de la transplantation de spécimens de la Gagée velue et sur la circonstance qu'une mare prévue à titre de mesure de compensation était asséchée. Toutefois, de telles circonstances, à les supposer établies, sont relatives à la mise en œuvre de mesures de compensation prescrites par l'autorisation en litige, et non au caractère adéquat ou au dimensionnement de telles mesures lors de leur définition. Elles demeurent ainsi sans incidence sur l'appréciation de la possibilité de maintenir les espèces, dans un état de conservation favorable, dans leur aire de répartition naturelle. (TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1805541)
[Gras ajouté par l'auteure]*

Là encore, l'autorisation ou la dérogation se fonde sur des hypothèses (aspects théoriques), le juge administratif se plaçant au moment de l'adoption de l'acte administratif pour en apprécier la légalité. La mise en œuvre des mesures relève du suivi.

Ce qu'il faut retenir de la sous-section 3.7 « Respect des conditions pour l'octroi de la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées »

Le TA Strasbourg s'est penché sur les trois conditions devant être remplies pour la délivrance de la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées. Si la juridiction a dès le début considéré que la condition d'absence d'autre solution satisfaisante était remplie (cinq options étudiées avec une analyse comparative), ce ne fut pas le cas pour les deux autres conditions.

Concernant la condition relative à l'existence d'une RIIPM, les juges strasbourgeois (en référé) ont considéré que la prise en compte, par le préfet, des mesures ERC pour qualifier les RIIPM, faisait naître un doute sérieux quant à la légalité de l'acte. Les AP ARCOS et SANEF ont fait l'objet d'une régularisation par le préfet, validée par le tribunal dans le cadre de la procédure au fond. La juridiction a considéré que les éléments relevant des conditions d'exploitation de l'ouvrage ne pouvaient être pris en compte pour déterminer l'existence de RIIPM.

Quant à la condition relative au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle, le TA a considéré que le dossier tant d'ARCOS que de la SANEF étaient incomplets, l'analyse étant très synthétique et insuffisante. Les juges ont notamment considéré que la méthode utilisée pour le dimensionnement du besoin compensatoire n'était pas de nature à établir le respect de cette troisième condition. Enfin, l'appréciation des juges porte sur la possibilité du maintien dans un état de conservation favorable, les circonstances relatives à la mise en œuvre des mesures compensatoires n'étant pas prises en compte.

IV. Conclusion sur les enseignements du contentieux GCO (A355)

Tout d'abord, il est important de rappeler que les décisions rendues dans le cas GCO se fondent sur tous les éléments de fait du cas d'espèce, la juridiction jugeant *in concreto*. Les enseignements des contentieux GCO peuvent ainsi apporter un éclairage sur la manière dont la juridiction administrative peut ou pourrait, dans le futur, appréhender certains éléments liés à la compensation (p. ex. la question de la durée des impacts), mais ne peuvent préjuger de ce qui pourrait être décidé dans d'autres dossiers. En outre, élément à ne pas négliger : les TA ne sont pas liés par les décisions des juridictions de même niveau, ce qui vaut également pour les CAA. Ainsi, aucun autre TA n'est tenu de suivre le raisonnement et la motivation du TA Strasbourg, tout comme aucune autre CAA n'est tenue de suivre la CAA Nancy. Toutefois, un TA se trouvant dans la juridiction d'une CAA suit généralement la jurisprudence édictée par cette CAA, au risque sinon de voir sa décision infirmée en appel (p. ex. le TA Strasbourg suit la jurisprudence de la CAA Nancy). Enfin, le Conseil d'État étant la plus haute juridiction administrative, les juridictions de rang inférieur se conforment à sa jurisprudence.

Comme nous l'avons déjà mentionné au Chapitre 2, le recours contentieux au fond n'a pas de caractère suspensif, ce qui explique l'importance et l'attrait pour les procédures de référé, et en particulier le référé-suspension. Dans le dossier GCO, le caractère d'urgence a, à chaque fois, été retenu²³⁸. L'association Alsace Nature, requérante dans tous les recours contentieux relatifs au projet GCO, a soulevé un grand nombre de moyens à l'encontre des divers actes administratifs pris dans ce dossier. Parmi ces derniers, l'on retrouve l'ensemble des éléments cités par la littérature comme présentant des lacunes et, ainsi, ne permettant pas de conclure à l'efficacité du mécanisme de compensation écologique (p. ex. respect de la séquence ERC, prise en compte de la biodiversité dite ordinaire, respect du principe d'équivalence écologique et atteinte de l'objectif de NNL, effectivité et pérennité des mesures compensatoires). Le contentieux GCO ayant été abondant, nous n'avons pas traité les points qui nous paraissaient trop éloignés de la question de la compensation écologique, bien que certains pourraient mériter d'être étudiés dans un autre contexte. Il est possible de citer, à titre d'illustration, le contentieux dans le cadre de la DUP (la décision du Conseil d'État aurait-elle pu être différente si les requérants avaient soutenu que le projet avait perdu son utilité publique, ce qu'ils n'ont pas fait ?), ou encore la notion de programme de travaux²³⁹.

²³⁸ Toutefois, quand bien même il y aurait urgence et qu'il existerait un doute sérieux quant à la légalité de la décision attaquée, le juge des référés peut « à titre exceptionnel » écarter la demande de suspension, « lorsque la suspension de l'exécution de cette décision porterait à l'intérêt général une atteinte d'une particulière gravité » (voir notamment Conseil d'État, 16 avril 2012, req. n° 355792, publié au recueil Lebon), ce que le TA Strasbourg a fait dans le dossier ARCOS, compte tenu des troubles à l'ordre public existant et du fait que l'illégalité était aisément régularisable (TA Strasbourg, 25 septembre 2018, req. n° req. n° 1805542).

²³⁹ Le TA Strasbourg a ainsi pu considérer que les travaux dont sont en charge ARCOS et la SANEF, réalisés de manière simultanée, constituent une unité fonctionnelle, et donc un programme de travaux au sens de l'article L.122-1 II du C. env. (TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1805541 ; TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1806545 et 1806550 ; TA Strasbourg, 20 juillet 2021, req. n° 1808183°). Par suite, « l'étude d'impact à laquelle est soumis ce projet de création d'une autoroute devait porter sur l'ensemble du programme, confié aux deux maîtres d'ouvrage ».

Les éléments sur lesquels ont porté notre analyse ont, cependant, été riches d'enseignements. Tout d'abord, en relevant une insuffisance dans les inventaires réalisés par la SANEF pour l'avifaune, il est intéressant de noter que le tribunal a considéré que le fait d'avoir pris en compte un guide élaboré par les services étatiques (DREAL Alsace en l'occurrence) ou que le CNPN ait considéré que les inventaires étaient complets ne suffit pas, en particulier s'il existe des informations contradictoires.

Par ailleurs, le respect de la mise en œuvre de la séquence ERC (validation de la méthodologie) n'est pas synonyme de suffisance des mesures ERC proposées. Le TA Strasbourg a en effet considéré que certaines mesures d'évitement et de réduction étaient insuffisantes. Toutefois, il a jugé que de telles insuffisances étaient régularisables par la mise en œuvre de mesures compensatoires complémentaires. Or, cela revient à substituer des mesures de compensation à des mesures d'évitement et de réduction, en contrariété avec ce que dispose l'article L.163-1 du C. env.

L'analyse des décisions met également en lumière l'intérêt pour un maître d'ouvrage d'avoir des surfaces compensatoires allant au-delà du strict respect de son besoin compensatoire tel que dimensionné via la méthode d'évaluation utilisée, et ce afin de pallier les aléas pouvant résulter notamment de recours contentieux qui démontreraient des insuffisances ou des lacunes dans l'application de la méthode de dimensionnement ou la détermination des mesures compensatoires à mettre en œuvre. Le juge administratif considère également que la méthode de dimensionnement du besoin compensatoire ne peut servir à justifier le respect de la troisième condition pour l'octroi de la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées, à savoir le maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle.

Il résulte, de plus, des décisions rendues dans le dossier GCO que les juges strasbourgeois considèrent que la biodiversité dite ordinaire doit être prise en compte tant dans les inventaires (état initial) et lors de l'évaluation des impacts, que dans le cadre des mesures compensatoires. Toutefois, tant pour l'évaluation des impacts que les mesures compensatoires, le tribunal considère que cette prise en compte est suffisante via l'entrée habitats, sans qu'une évaluation ou des mesures spécifiques à la biodiversité dite ordinaire soient nécessaires. Or, comme le note Marthe Lucas, « *la compensation de la nature ordinaire n'a pas à s'accommoder éventuellement des avantages de la compensation au profit des espèces et habitats protégés. Elle doit exister pour elle-même* » (Lucas, 2015).

En outre, le TA Strasbourg a considéré que l'article L.163-1 du C. env. n'exigeait pas que les mesures de compensation soient mises en œuvre avant la réalisation des travaux, de même qu'il a jugé qu'aucune disposition du C. env. n'exigeait que le maître d'ouvrage démontre disposer de la maîtrise foncière des sites compensatoires pour l'obtention de l'arrêté. Toutefois, les mesures compensatoires ne doivent pas avoir un caractère purement hypothétique, le juge vérifiant que des démarches ont été engagées pour la sécurisation des sites. De plus, les juges strasbourgeois ont considéré que le fait de calquer les obligations de compensation sur la durée de la concession était valide, précisant qu'il appartiendrait au préfet, à l'issue de cette durée, de prendre les mesures qui s'imposent. Les juges tentent ainsi de concilier le terme fixé dans les arrêtés avec l'exigence de l'article L.163-1 du C. env. selon lequel les mesures compensatoires doivent « *être effectives pendant toute la durée des atteintes* ». Dans le cas d'une infrastructure linéaire de transport, de telles atteintes ont une durée indéfinie, voire infinie (la route ne sera pas déconstruite à l'issue de la concession).

Le tribunal confirme également que la proximité fonctionnelle prime sur la proximité géographique, afin de tenir compte des capacités de succès et donc d'efficacité des mesures mises en œuvre.

Enfin, il résulte de l'analyse conduite que le juge se place à la date de la prise des arrêtés attaqués pour déterminer si les mesures ERC sont suffisantes, et notamment si le besoin compensatoire a été bien dimensionné. Le juge se fonde ainsi uniquement sur les aspects hypothétiques (ce qui prévaut au stade de la demande d'autorisation) et refuse de prendre en compte les éléments relatifs à l'efficacité des mesures compensatoires, qui relèvent de leur mise en œuvre. Il renvoie aux mesures de suivi édictées dans les arrêtés, qui devront permettre d'évaluer l'efficacité des mesures de réduction et de compensation et, le cas échéant, de définir des mesures correctives. Toutefois, le manque de ressources financières et en personnel des services de l'État a pu être relevé, tant pour l'instruction des dossiers que pour leur suivi (Lucas, 2015). Or, il ne peut y avoir de réussite de la compensation sans un suivi effectif (et efficace). Si les tiers ont la possibilité de saisir le préfet afin de demander la prise de prescriptions complémentaires (un refus pouvant conduire à un nouveau contentieux administratif), la voie judiciaire leur est également ouverte. Ainsi, comme l'écrivait déjà Dubreuil (2017), concernant le dossier Notre-Dame-des-Landes, « *les juges administratifs ont ainsi refusé de faire de la suffisance de la compensation une condition de légalité des arrêtés, renvoyant l'appréciation de la cohérence du dispositif de compensation à l'exécution des actes administratifs. La détermination du caractère compensable (ou non) du projet est ainsi reportée à l'examen du succès ou de l'échec des mesures mises en œuvre, et des adaptations éventuellement apportées par les pétitionnaires* ».

La compensation écologique peut ainsi être vue comme une arme de régularisation massive. L'insuffisance des mesures ERC apparaît comme pouvant être régularisée, évitant toute annulation totale ou partielle de l'arrêté d'autorisation. En effet, si, dans le cadre de l'octroi de la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées, les conditions liées à la RIIPM et à l'absence d'une autre solution satisfaisante ne sont pas régularisables, tel n'est pas le cas de la condition liée au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle, l'analyse se fondant sur les mesures ERC. Toutefois, compte tenu de l'appréciation *in concreto* de chaque affaire, il peut arriver que le juge administratif considère que les mesures compensatoires sont insuffisantes et juge en conséquence, comme cela a été par exemple le cas de la CAA Marseille dans un arrêt du 17 décembre 2020, qui a considéré que « *les lacunes (...) du dossier de dérogation ne permettent pas d'établir que la dérogation ne nuit pas au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle* »²⁴⁰. Par ailleurs, le contentieux GCO montre que les mesures de compensation peuvent servir à compenser l'insuffisance de mesures d'évitement et de réduction, quand bien même une telle substitution ne respecte pas la séquence ERC. Dans ce dossier où les travaux étaient déjà finalisés au moment où les juges ont rendu leur décision, une augmentation de la dette compensatoire, et par conséquent des mesures compensatoires à mettre en œuvre, a pu apparaître comme la solution la moins mauvaise ou, à tout le moins, la plus réaliste au regard des circonstances.

La DREAL Occitanie a réalisé une étude analysant 125 décisions de juridictions administratives rendues entre 2010 et janvier 2020 dans le cadre de contentieux relatifs à des arrêtés portant dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées (Massol, 2020a). Les résultats de cette analyse montrent qu'une majorité (56 %) de ces dérogations sont suspendues ou annulées par les

²⁴⁰ CAA Marseille, 17 décembre 2020, req. n° 20MA01978, inédit au recueil Lebon.

tribunaux, ces décisions défavorables portant majoritairement sur les RIIPM (Massol, 2020b). Parmi des décisions plus récentes, l'on peut notamment citer un jugement rendu par le TA Nîmes le 9 novembre 2021 par lequel les juges ont annulé l'autorisation environnementale (pour un projet de construction d'un centre de tri de colis Amazon à proximité du pont du Gard), estimant que la condition de RIIPM n'était pas remplie, de même que celle d'absence de solution alternative satisfaisante²⁴¹. Le Conseil d'État, dans un arrêt en date du 30 décembre 2021, a jugé que le vice tiré de l'absence de RIIPM (ou l'absence de justification d'un autre des motifs possibles) ne peut faire l'objet d'une régularisation²⁴².

En cas d'annulation de l'arrêté d'autorisation (p. ex. en cas d'absence de RIIPM), certaines juridictions ont pu enjoindre la démolition de l'ouvrage ou de la construction, et d'autres non. Tout d'abord, il faut qu'une injonction de démolition soit requise²⁴³. Ensuite, les juridictions font application de la jurisprudence du Conseil d'État en la matière, qui a jugé, dans un arrêt du 14 octobre 2011²⁴⁴ :

(...) qu'il [le juge administratif] lui incombe également, pour déterminer, en fonction de la situation de droit et de fait existant à la date à laquelle il statue, si l'exécution de cette décision implique qu'il ordonne la démolition totale ou partielle de ces constructions, de rechercher, d'abord, si, eu égard notamment aux motifs de la décision d'annulation, une régularisation du projet d'ouvrage tel qu'envisagé initialement est possible par la délivrance d'une nouvelle autorisation ; que, dans la négative, il lui revient ensuite de prendre en considération, d'une part, les inconvénients que le maintien, fût-ce à titre temporaire, de l'ouvrage qui a commencé d'être illégalement construit entraînerait pour les divers intérêts publics ou privés en présence, d'autre part, les conséquences de sa démolition pour l'intérêt général, compte tenu notamment du coût des investissements déjà réalisés et, si elle est invoquée par les parties au litige, de la possibilité de réutiliser, dans un délai raisonnable, les constructions déjà édifiées dans le cadre d'un projet modifié ou d'un nouveau projet, et de déterminer enfin, en rapprochant ces éléments, si la démolition totale ou partielle de l'ouvrage en cause n'entraîne pas une atteinte excessive à l'intérêt général.

²⁴¹ TA Nîmes, 9 novembre 2021, req. n° 2002478.

²⁴² Conseil d'État, 30 décembre 2021, req. n° 439766, mentionné dans les tables du recueil Lebon : « le vice tiré de ce que l'autorisation de dérogation litigieuse n'est pas justifiée par une raison impérative d'intérêt public majeur ni par l'un des autres motifs mentionnés au c) du 4° du I de l'article L. 411-2 du code de l'environnement n'est pas susceptible d'être régularisé ».

²⁴³ Voir p. ex. TA Strasbourg, 12 mai 2023, req. n° 1909706, 2100700. Dans ce dossier relatif à la déviation de Châtenois, le TA Strasbourg a annulé l'autorisation environnementale en considérant, d'une part, qu'il n'était pas justifié d'une compensation des atteintes aux fonctions des zones humides (absence de justification que les fonctions des zones humides supprimées sont intégralement compensées par celles qui sont recrées, c'est-à-dire absence de démonstration de l'équivalence fonctionnelle) et, d'autre part, que la RIIPM n'était pas caractérisée pour la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées. Si les travaux entamés ne peuvent être poursuivis, le tribunal n'a toutefois pas enjoint la démolition des constructions réalisées, l'association requérante (Alsace Nature) n'ayant pas requis une telle injonction dans ses demandes.

²⁴⁴ Conseil d'État, 14 octobre 2011, req. n° 320371, publié au recueil Lebon.

Pour un exemple récent de démolition ordonnée, en tenant compte des impacts sur les espaces et espèces, mais également de l'absence de mesures de compensation, il est renvoyé au contentieux relatif au contournement de Beynac-et-Cazenac (Dordogne)²⁴⁵.

Pour conclure, l'on peut également considérer que l'association environnementale requérante a ici joué le rôle de sentinelle. Il n'est ainsi pas anodin que, dans ses jugements du 23 mars 2023 validant les régularisations intervenues des actes administratifs attaqués (et par là-même rejetant les demandes d'Alsace Nature), le TA Strasbourg ait enjoint à l'État, ARCOS et la SANEF de verser à l'association une certaine somme au titre des frais de justice engagés. Le tribunal juge ainsi que « *la circonstance qu'au vu de la régularisation intervenue en cours d'instance, le juge rejette finalement les conclusions dirigées contre la décision initiale, dont l'association requérante était fondée à soutenir qu'elle était illégale et dont elle est, par son recours, à l'origine de la régularisation, ne doit pas à elle seule, pour l'application des dispositions de l'article L. 761-1 du code de justice administrative, conduire le juge à mettre les frais à sa charge ou à rejeter les conclusions qu'elle présente à ce titre* » (TA Strasbourg, 23 mars 2023, 1805541 ; TA Strasbourg, 23 mars 2023, req. n° 1806545 et 1806550 ; TA Strasbourg, 20 mars 2023, req. n° 1808183). Or, est-ce la vocation des associations de protection de l'environnement de pallier les insuffisances et les lacunes des dossiers et, également, de pallier le manque de ressources des services de l'État ? Dans le cas du GCO, les questions liées au suivi effectif des mesures ne sont pas encore venues sur le devant de la scène, mais l'on peut imaginer que les associations auront là aussi un rôle à jouer. Cependant, si les grands projets d'infrastructures font nécessairement parler d'eux, il est important de rappeler

²⁴⁵ Voir en particulier CAA Bordeaux, 10 décembre 2019, *Département de la Dordogne et autres*, req. n° 19BX02327, 19BX02367, 19BX02369, 19BX02378, 19BX02421, 19BX02422, 19BX02423, 19BX02424 :

22. Par ailleurs, le maintien, sans aucune mesure de compensation, des parties d'ouvrages construites présenterait l'inconvénient de pérenniser la disparition nette ou la perte de fonctionnalité écologique d'habitats d'espèces protégées, à supposer même que, selon ce qu'indique une étude du cabinet Seged établie à la demande du département au mois de janvier 2019, l'atteinte réelle aux habitats après travaux serait qualifiable de faible à modérée et serait donc moins importante que celle initialement envisagée. De plus, le maintien des parties construites de cet ouvrage destiné à rester inachevé, outre les risques pour la sécurité publique qu'il peut présenter de par la présence ou l'état d'entretien de ces parties d'ouvrage, serait de nature, particulièrement en ce qui concerne les piles des ponts inachevés en amont et en aval de Beynac-et-Cazenac, commune surplombant un cingle de la rivière et labellisée « Plus beaux villages de France », à porter gravement atteinte à la remarquable qualité du paysage naturel et patrimonial et à l'image du site inscrit de la vallée de la Dordogne (...). Il résulte certes de l'instruction que la démolition des parties d'ouvrage réalisées entraînera des conséquences pour l'environnement, notamment s'agissant des parties d'ouvrages construits dans le lit de la Dordogne mais que, compte tenu des mesures d'accompagnement qui devront être prises, notamment pour limiter les matières en suspension, et du choix des techniques à mettre en œuvre, mesures et techniques qui sont d'ailleurs décrites dans l'étude du cabinet Setec, il n'apparaît pas que ces conséquences seront à moyen et long termes, et compte tenu de la restitution du site dans son état initial, plus lourdes que celles qui résulteraient de la disparition définitive des habitats d'espèces protégées détruits. Dans ces conditions, en égard à l'intérêt public qui s'attache à la reconstitution des habitats d'espèces protégées et à la préservation de l'image de ce site, et alors même que comme l'indique l'étude du cabinet Setec, le coût des travaux déjà réalisés s'élèverait à près de 18 millions d'euros sur un total prévu de 32 millions d'euros, que les sommes encore à régler et le coût d'interruption du chantier s'établiraient à un total de près de 12 millions d'euros et que le coût de démolition et de remise en état serait de l'ordre de 15,4 millions d'euros, la démolition de l'ouvrage inachevé, dont il n'est pas allégué qu'il pourrait être réutilisé dans un délai raisonnable, ne peut être regardée comme entraînant une atteinte excessive à l'intérêt général. (...). [Gras ajouté par l'auteur]

qu'une multitude de petits projets, en particulier s'ils ne sont pas régulés, peut avoir des effets cumulés particulièrement négatifs (Bigard *et al.*, 2020; Guillet & Semal, 2018; Longeot & Dantec, 2017).

Il pourrait ainsi être intéressant d'étudier la manière dont les acteurs de la société civile, et en particulier les associations de protection de l'environnement, se répartissent les causes à défendre et comment, se faisant, elles font avancer le droit. Cela pourrait constituer un axe de recherche à poursuivre à l'avenir.

Chapitre 6. Regards croisés France, Colombie, Pérou

L'étude et l'analyse des politiques mises en place en matière de compensation écologique en Colombie et au Pérou et, en résultante, leur comparaison avec le cadre français, visent à mettre en exergue des éléments, approches ou techniques qui pourraient être vus comme sources d'enseignement et possibles options afin d'améliorer la mise en œuvre de la compensation en France.

Après avoir explicité la méthodologie mise en œuvre dans le cadre de ce *benchmark* international (I), nous présentons de manière succincte le contexte législatif et réglementaire propre à chacun des deux pays sud-américains étudiés (II). Les résultats de nos recherches sont, ensuite, mis en avant à travers trois articles soumis et/ou d'ores et déjà publiés (III), nous permettant de conclure quant aux enseignements dégagés le cas échéant (IV).

I. Méthodologie

La méthodologie mise en œuvre avait pour objectif de collecter suffisamment d'informations pour obtenir une vision globale de la réglementation relative à la compensation écologique, et de sa mise en œuvre, en Colombie et au Pérou.

Cette méthodologie s'est basée, tout d'abord, sur une revue extensive de la littérature, et en particulier des textes juridiques, ainsi que des publications académiques et de littérature grise. L'analyse documentaire nous a permis d'avoir une première compréhension du système mise en place dans chacun des pays étudiés. Les informations ainsi collectées ont été complétées par la conduite, entre décembre 2021 et février 2022, d'entretiens semi-directifs avec des experts ou personnes sachantes. Les personnes enquêtées ont été, dans un premier temps, identifiées à travers la revue de littérature puis, dans un deuxième temps, recommandées au cours des premiers entretiens. Tant pour la Colombie que pour le Pérou, 12 personnes ont accepté d'être interviewées (soit 24 au total), appartenant aux catégories d'acteurs mentionnées dans le tableau ci-dessous (Tableau 6). Un guide d'entretien, identique pour les deux pays, leur a été adressé en amont (voir Annexe 3).

Tableau 6 : Catégories auxquelles appartiennent les personnes enquêtées en Colombie et au Pérou

Colombie	Pérou
Organisation non-gouvernementale Bureau d'études Autorité environnementale Fédération professionnelle Monde académique	Organisation non-gouvernementale Bureau d'études Gouvernement Monde académique

Comme le montre le tableau ci-dessus, les catégories d'acteurs enquêtés diffèrent légèrement entre la Colombie et le Pérou. Cela ne résulte pas d'une absence de prise de contact avec toutes les catégories, mais d'une absence de réponse positive aux demandes d'entretiens de la part de certaines

d'entre elles. C'est notamment le cas en ce qui concerne, pour le Pérou, les catégories « autorité environnementale » et « fédération professionnelle ».

Les noms des personnes enquêtées et des organismes auxquels elles appartiennent ne sont pas indiquées, afin de respecter les règles sur la protection des données personnelles (RGPD).

II. Présentation des cadres juridiques colombien et péruvien

Les réglementations des pays ciblés relatives à la compensation écologique, bien que présentant des similitudes, en particulier en termes de principes applicables, conservent toutefois des différences et des approches distinctes. Nous présentons ci-après le cadre juridique propre au contexte colombien d'une part (II.1), et au contexte péruvien d'autre part (II.2).

II.1 Le contexte réglementaire en Colombie

Cette section expose le cadre général de la compensation écologique en Colombie. Le schéma ci-dessous (Figure 22) présente, de manière non exhaustive, la chronologie de l'adoption des textes et instruments pertinents en matière de compensation.

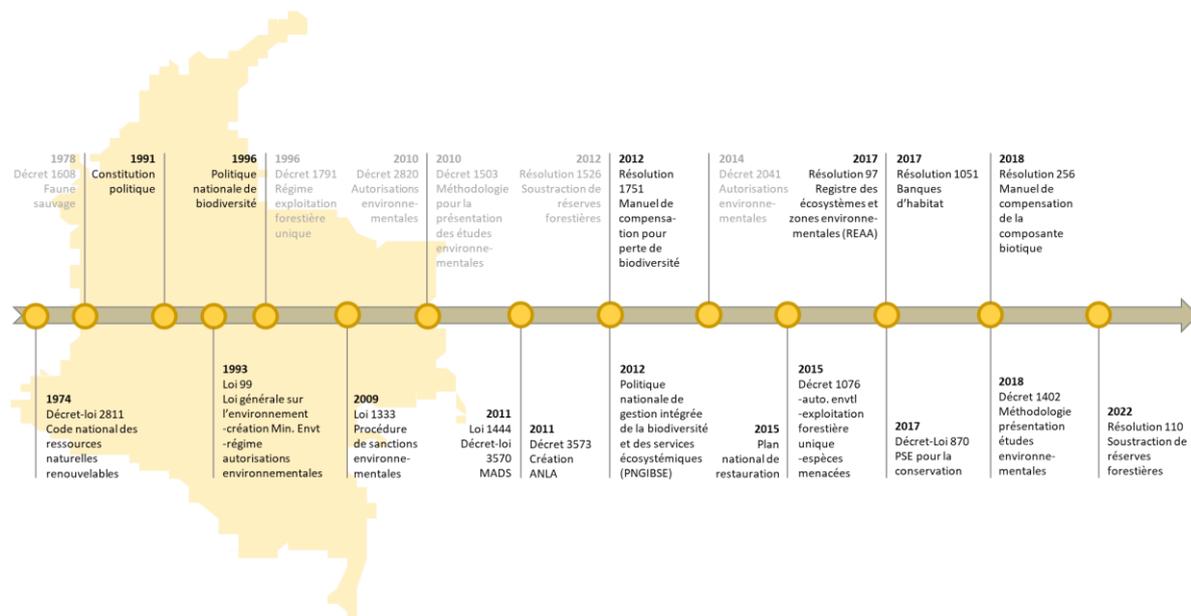


Figure 22 : Chronologie de l'adoption des textes et instruments pertinents en matière de compensation écologique en Colombie. Les textes grisés sont ceux ayant été abrogés, pour partie ou dans leur intégralité, et remplacés par un texte ultérieur.

Ces textes et instruments sont présentés et détaillés dans les paragraphes qui suivent. Nous présentons tout d'abord les textes fondateurs (II.1.1), avant de nous intéresser aux réglementations imposant la compensation écologique (II.1.2) et à la question des sanctions environnementales applicables (II.1.3).

II.1.1 Les textes fondateurs

En 1974 est adopté en Colombie le Code national des ressources naturelles renouvelables et de protection de l'environnement²⁴⁶, qui reconnaît notamment l'environnement comme un patrimoine commun qui doit être préservé (article 1). Ce Code prévoit notamment l'obligation de réaliser une étude écologique et environnementale préalable et d'obtenir une autorisation pour l'exécution de toute activité pouvant entraîner une grave détérioration des ressources naturelles renouvelables ou des modifications considérables ou notoires du paysage (art. 28).

Par ailleurs, la Constitution politique de 1991²⁴⁷ dispose, en son article 79, par. 2, qu' « *il est du devoir de l'État de protéger la diversité et l'intégrité de l'environnement, de conserver les zones d'importance écologique particulière et de promouvoir l'éducation pour la réalisation de ces objectifs* ». L'article 80 (par. 2) pose quant à lui les bases de l'imposition de sanctions légales et de la réparation des dommages causés : « *L'État doit prévenir et contrôler les facteurs de détérioration de l'environnement, imposer des sanctions juridiques et exiger la réparation des dommages causés* ».

En 1993 est adoptée la loi générale sur l'environnement (loi 99)²⁴⁸, qui établit notamment les Principes généraux de l'environnement, parmi lesquels : « 2. *La biodiversité du pays, en tant que patrimoine national et d'intérêt pour l'humanité, doit être protégée en priorité et exploitée de manière durable* » et « 8. *Le paysage en tant que patrimoine commun doit être protégé* ». Elle établit également le principe de précaution et le principe des études d'impact environnemental (EIE) comme instrument de base pour la prise de décision concernant la réalisation d'ouvrages et d'activités (art. 1), et fait référence à la hiérarchie des mesures d'atténuation en lien avec les licences environnementales (art. 50). Par ailleurs, loi 99 crée le ministère de l'Environnement (art. 2), devenu le ministère de l'Environnement et du développement durable (MADS, *Ministerio de Ambiente y de Desarrollo Sostenible*) en 2011²⁴⁹ après avoir été incorporé au ministère de l'Environnement, du logement et du développement territorial entre 2003 et 2010 (Alonso *et al.*, 2020). Cette loi crée également le Système national de l'environnement (SINA, *Sistema Nacional Ambiental*), défini comme « *l'ensemble des lignes directrices, normes, activités, ressources, programmes et institutions qui permettent la mise en œuvre des principes généraux de*

²⁴⁶ Décret-loi 2811 du 18 décembre 1974 adoptant le Code national des ressources naturelles renouvelables et de protection de l'environnement (*por el cual se dicta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente*), Diario Oficial n° 34.243 du 27 janvier 1975.

²⁴⁷ Constitution politique de la République de Colombie, Gaceta Constitucional n° 116 du 20 juillet 1991 (modifiée à diverses reprises depuis).

²⁴⁸ Loi 99 du 22 décembre 1993 qui crée le ministère de l'Environnement, réorganise le secteur public chargé de la gestion et de la conservation de l'environnement et des ressources naturelles renouvelables, organise le système national de l'environnement (SINA) et édicte d'autres dispositions (*por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental, SINA, y se dictan otras disposiciones*), Diario Oficial n° 41.146 du 22 décembre 1993.

²⁴⁹ Loi 1444 du 4 mai 2011, par laquelle certains ministères sont scindés, qui accorde au président de la République des pouvoirs extraordinaires spécifiques pour modifier la structure de l'administration publique et la structure du personnel du bureau du procureur général, ainsi que d'autres dispositions (*por medio de la cual se escinden unos ministerios, se otorgan precisas facultades extraordinarias al Presidente de la República para modificar la estructura de la Administración Pública y la planta de personal de la Fiscalía General de la Nación y se distan otras disposiciones*), Diario Oficial n° 48.059 du 4 mai 2011.

l'environnement » (art. 4). Enfin, en 2011 est créée l'Autorité nationale des autorisations environnementales (ANLA, *Autoridad Nacional de Licencias Ambientales*)²⁵⁰.

II.1.2 Les réglementations imposant la compensation

L'obligation de compensation est encadrée par des réglementations distinctes : (i) l'autorisation environnementale (*licencia ambiental*), (ii) l'exploitation forestière unique de forêts naturelles (*aprovechamiento forestal único de bosques naturales*), (iii) l'exploitation d'espèces menacées (*aprovechamiento de especies amenazadas*) et (iv) la soustraction de zones de réserves forestières (*sustracción de áreas de reservas forestales*). Concernant les réglementations (i) à (iii) précitées, les normes applicables ont été consolidées par le décret unique réglementaire 1076 de 2015²⁵¹, qui est à présent le principal texte applicable à l'évaluation environnementale. La soustraction de zones de réserves forestières est quant à elle régie par diverses résolutions du MADS²⁵².

L'autorité compétente pour délivrer l'autorisation varie en fonction de la réglementation applicable. Ainsi, à titre d'exemple, dans le cadre de la réglementation sur les autorisations (*licencias*) environnementales, l'ANLA est compétente pour les grands projets (envergure nationale), alors que les Corporations autonomes régionales (CAR, *Corporaciones Autónomas Regionales*) et autres autorités environnementales²⁵³ sont compétentes pour les projets de moindre envergure dans leur juridiction²⁵⁴.

En 2012, le MADS a adopté, à travers la résolution 1517, le manuel pour la détermination des mesures compensatoires pour perte de biodiversité (*Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad*)²⁵⁵, lequel a un caractère obligatoire ; il est entré en vigueur le 1^{er} janvier 2013. Le champ d'application de ce manuel de 2012 est toutefois limité : il s'applique uniquement aux dommages causés au milieu biotique pour la perte de biodiversité dans les écosystèmes continentaux naturels terrestres et la végétation secondaire (et la faune associée), et il ne s'applique qu'aux demandes d'autorisation environnementale (*licencia ambiental*) soumises à l'ANLA (Colombie, MADS, 2012). Le manuel de compensation a été actualisé en 2018, à travers la résolution 256, et est à présent intitulé manuel de compensation de la composante biotique (*Manual*

²⁵⁰ Décret-loi 3573 du 27 septembre 2011 portant création de l'ANLA et édictant d'autres dispositions (*por el cual se crea la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales –ANLA– y se dictan otras disposiciones*), Diario Oficial n° 48.205 du 27 septembre 2011.

²⁵¹ Décret réglementaire unique 1076 du 26 mai 2015 du secteur de l'environnement et du développement durable (tel que modifié), Diario Oficial n° 49.523 du 26 mai 2015.

²⁵² En particulier la résolution 110 du 22 janvier 2022 du MADS établissant les activités, les exigences et la procédure de soustraction de zones des réserves forestières nationales et régionales pour le développement d'activités considérées comme d'utilité publique et d'intérêt social, ainsi que d'autres dispositions (*por la cual se establecen las actividades, requisitos y procedimiento para la sustracción de área de las reservas forestales nacionales y regionales para el desarrollo de actividades consideradas de utilidad pública e interés social y se dictan otras disposiciones*).

²⁵³ En plus de l'ANLA et des CARs, les autres autorités environnementales compétentes sont notamment les Corporations de développement durable (CDS, *Corporaciones de Desarrollo Sostenible*) et les Autorités environnementales urbaines (AAU, *Autoridades Ambientales Urbanas*).

²⁵⁴ Décret réglementaire unique 1076, préc., art. 2.2.2.3.2.2 (compétences de l'ANLA) et art. 2.2.2.3.2.3 (compétences des CAR et autres autorités environnementales).

²⁵⁵ Résolution 1517 du 31 août 2012 du MADS, adoptant le manuel pour la détermination des mesures compensatoires pour la perte de biodiversité.

de Compensaciones del Componente Biótico)²⁵⁶. Ainsi, s'il ne s'applique toujours pas au milieu biotique d'eau douce et marin, et au milieu abiotique et socio-économique, il couvre à présent (i) les réglementations relatives aux demandes d'autorisation environnementale, à la soustraction définitive ou permanente de zones de réserves forestières et à l'exploitation forestière unique de forêts naturelles et (ii) les projets, ouvrages et activités dans le champ de compétences des diverses autorités environnementales (ANLA, CAR, CDS, AAU et établissements publics environnementaux), et non plus uniquement de l'ANLA (Colombie, MADS, 2018).

II.1.3 Les sanctions environnementales

En 2009 est adoptée la loi 1333 qui établit la procédure de sanctions environnementales²⁵⁷, laquelle instaure un système complet de réponses administratives au non-respect des réglementations environnementales, qui comprend des éléments de prévention, de réparation et de compensation (voir notamment l'art. 4) (OCDE & CEPAL, 2014). Le délai de prescription de l'action est de 20 ans à compter de l'événement ou de l'omission qui a généré l'infraction (art. 10). Antérieurement ce délai était de trois ans (OCDE & CEPAL, 2014). La commission de dommages à l'environnement peut conduire à la mise en cause de la responsabilité civile du contrevenant²⁵⁸. Dans le cas des infractions environnementales, la faute ou la malveillance du contrevenant est présumée ; il lui appartient ainsi d'apporter la preuve du contraire²⁵⁹.

Les frais encourus par l'autorité environnementale en raison des mesures préventives imposées sont à la charge du contrevenant²⁶⁰. Un exemple de mesure préventive est la suspension du projet, de l'ouvrage ou de l'activité en cas de non-respect des modalités, conditions et obligations énoncées dans une autorisation ou un permis environnemental²⁶¹. Quant aux sanctions (mesures de réparation) pouvant être imposées, comme par exemple la révocation d'une autorisation environnementale ou encore la démolition d'ouvrage aux frais du contrevenant²⁶², elles ne dispensent pas le contrevenant d'exécuter les travaux ou actions ordonnés par l'autorité environnementale compétente, ni de restaurer l'environnement, les ressources naturelles ou le paysage affectés²⁶³.

²⁵⁶ Résolution 256 du 22 février 2018 du MADS adoptant l'actualisation du Manuel de compensation environnementale de la composante biotique et prenant d'autres dispositions. Il est entré en vigueur à compter du 15 août 2018 (selon la Résolution 1428 du 31 juillet 2018 du MADS modifiant la Résolution 256).

²⁵⁷ Loi 1333 du 21 juillet 2009 établissant la procédure de sanctions environnementales et d'autres dispositions (*por la cual se establece el procedimiento sancionatorio ambiental y se dictan otras disposiciones*), Diario Oficial n° 47.417 du 21 juillet 2009.

²⁵⁸ Loi 1333 de 2009, préc., art. 5, al. 2 : « *la commission de dommages à l'environnement constituera également une infraction environnementale, avec les mêmes conditions que celles établies dans le Code civil et la législation complémentaire pour configurer la responsabilité civile extracontractuelle, à savoir : le dommage, le fait générateur avec culpabilité ou fraude et le lien de causalité entre les deux. Lorsque ces éléments sont présents ils donnent lieu à une sanction administrative environnementale, sans préjudice de la responsabilité que l'événement peut engendrer pour les tiers en matière civile* ».

²⁵⁹ Loi 1333 de 2009, préc., art. 5, par. 1.

²⁶⁰ Loi 1333 de 2009, préc., art. 34 et art. 36, par. 1.

²⁶¹ Loi 1333 de 2009, préc., art. 39.

²⁶² Dans ce cas, l'art. 46 de la loi 1333 de 2009, préc., dispose : « (...) *La sanction de la démolition d'un ouvrage implique que le contrevenant doit l'exécuter directement, et si ce n'est pas le cas, elle sera exécutée par l'autorité environnementale qui se retournera contre le contrevenant pour les frais encourus* ».

²⁶³ Loi 1333 de 2009, préc., art. 40, par. 1.

Par ailleurs, la loi 1333 crée les procureurs spécialisés en matière environnementale et agraire, chargés de veiller au strict respect des réglementations environnementales. Ces procureurs, au nombre de 30, sont affectés dans les départements, et deux ont compétence sur l'ensemble du territoire national²⁶⁴. Enfin, cette même loi crée le Registre unique de contrevenants environnementaux (*Registro Único de Infractores Ambientales*), dont le MADS a la charge. Il s'agit d'un registre public accessible à tous ; il doit être alimenté (sous peine de mesures disciplinaires) au moins une fois par mois par les autorités qui sanctionnent dans le cadre de la procédure de sanctions environnementales²⁶⁵.

II.2 Le contexte réglementaire au Pérou

Le cadre péruvien en matière de politique environnementale a connu de nombreux développements depuis les années 2000 avec, pour ce qui concerne la compensation écologique, une accélération à compter du début des années 2010. Le schéma ci-dessous (Figure 23) présente, de manière non exhaustive, la chronologie de l'adoption des textes et instruments pertinents en matière de protection de la biodiversité et de compensation écologique au Pérou. Ces textes et instruments sont, pour la plupart, présentés et détaillés ci-après.

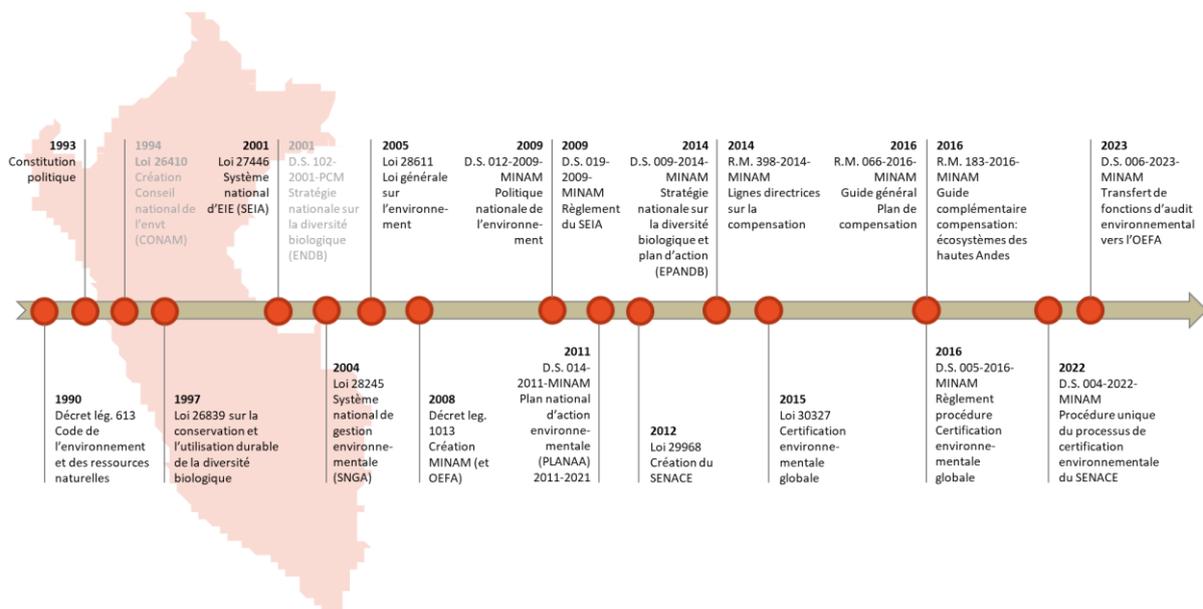


Figure 23 : Chronologie de l'adoption des textes et instruments pertinents en matière de compensation écologique au Pérou. Les textes grisés sont ceux ayant été abrogés, pour partie ou dans leur intégralité, et remplacés par un texte ultérieur.

Dans les paragraphes qui suivent, nous présentons plus particulièrement les textes fondateurs (II.2.1), ainsi que la compensation écologique dans le cadre de la certification environnementale (II.2.2).

II.2.1 Les textes fondateurs

En 1990, le Code de l'environnement et des ressources naturelles (*Código del Medio Ambiente y los Recursos Naturales*) a été adopté par décret législatif n° 613, lequel consacre notamment des principes

²⁶⁴ Loi 1333 de 2009, préc., art. 55 et 56.

²⁶⁵ Loi 1333 de 2009, préc., art. 57 à 59.

et critères de gestion de l'environnement (orientations de la politique environnementale), parmi lesquels les principes de prévention et de réparation (Code, art.1, point 5) et du « pollueur-payeur » (Code, art. 1, point 6, al. 2). Par ailleurs, la Constitution politique du Pérou, adoptée en 1993, dispose notamment que « l'État est tenu de promouvoir la conservation de la diversité biologique et des zones naturelles protégées » (art. 68).

En 1994, la loi n° 26410 a créé le Conseil national de l'environnement²⁶⁶, lequel a été fusionné et absorbé au sein du ministère de l'Environnement (MINAM, *Ministerio del Ambiente*) lors de la création de ce dernier en 2008 par le décret législatif n° 1013²⁶⁷. L'une des fonctions spécifiques du MINAM est de diriger le Système national d'évaluation de l'impact environnemental (SEIA, *Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental*)²⁶⁸. Par ailleurs, le décret législatif n° 1013 susmentionné crée également divers organismes publics rattachés au MINAM, et notamment le Service national des aires naturelles protégées par l'État (*Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado*) et l'Organisme d'évaluation et d'inspection environnementale (OEFA, *Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental*) qui est chargé de l'inspection, de la supervision, du contrôle et des sanctions en matière environnementale²⁶⁹. En outre, en 2012 a été adoptée la loi n° 29968 créant le Service national de certification environnementale pour les investissements durables (SENACE, *Servicio Nacional de Certificación Ambiental para Inversiones Sostenibles*)²⁷⁰, un organisme public technique spécialisé également rattaché au MINAM et qui est en charge d'examiner et d'approuver les EIE détaillées, sauf exception (voir ci-après).

La référence à la séquence ERC apparaît pour la première fois dans la loi générale sur l'environnement, adoptée en 2005²⁷¹, laquelle fait référence à la compensation dans le cadre du principe de prévention²⁷². Si de telles mesures doivent être mises en œuvre, leur coût est supporté par celui qui cause le dommage en vertu du principe d'internalisation des coûts²⁷³. Par ailleurs, elle pose le principe de la responsabilité environnementale de la personne qui cause la dégradation, évoquant à nouveau la séquence ERC²⁷⁴. Enfin, l'article 24 de la loi générale sur l'environnement dispose que « toute activité humaine impliquant des constructions, travaux, services et autres activités, ainsi que les politiques, plans et programmes publics susceptibles de causer des impacts environnementaux significatifs, est

²⁶⁶ Loi n° 26410, loi du Conseil national de l'environnement (*Ley N° 26410, Ley del Consejo Nacional del Ambiente*), Diario Oficial El Peruano, 22 décembre 1994.

²⁶⁷ Décret n° 1013 qui approuve la loi de création, d'organisation et de fonctionnement du Ministère de l'environnement (*que aprueba la ley de creación, organización y funciones del Ministerio del Ambiente*), Diario Oficial El Peruano, 14 mai 2008.

²⁶⁸ Décret législatif n° 1013, préc., art. 7 f).

²⁶⁹ Décret législatif n° 1013, préc., 2^{ème} disposition complémentaire finale.

²⁷⁰ Loi n° 29968, loi de création du SENACE (*Ley de creación del Servicio Nacional de Certificación Ambiental para las Inversiones Sostenibles (SENACE)*), Diario Oficial El Peruano du 20 décembre 2012.

²⁷¹ Loi n° 28611, préc.

²⁷² Loi n° 28611, préc., art. VI : « les objectifs prioritaires de la gestion environnementale sont de prévenir, de surveiller et d'éviter la dégradation de l'environnement. Lorsqu'il n'est pas possible d'éliminer les causes qui la génèrent, les mesures correspondantes d'atténuation, de récupération, de restauration ou d'éventuelle compensation sont adoptées ».

²⁷³ Loi n° 28611, art. VIII.

²⁷⁴ Loi n° 28611, préc., art. IX : « la personne qui cause la dégradation de l'environnement et de ses composantes, qu'il s'agisse d'une personne physique ou morale, publique ou privée, est tenue d'adopter obligatoirement les mesures de restauration, de réhabilitation ou de réparation appropriées ou, lorsque cela n'est pas possible, de compenser en termes environnementaux les dommages générés, sans préjudice des autres responsabilités administratives, civiles ou pénales qui peuvent en découler ».

soumise » au SEIA. La loi relative au SEIA (« loi SEIA ») a été adoptée dès 2001²⁷⁵, mais il faudra attendre 2009 pour que soit adopté son règlement d'application (« règlement SEIA »)²⁷⁶, permettant l'entrée en vigueur du système. Le SEIA est intégré au Système national de gestion environnementale (*Sistema Nacional de Gestión Ambiental*) créé en 2004²⁷⁷.

II.2.2 Certification environnementale et compensation

Ainsi, une certification environnementale (*certificación ambiental*), c'est-à-dire une autorisation environnementale, doit nécessairement être obtenue pour les projets d'investissement, sans laquelle l'exécution des projets ne peut débuter²⁷⁸. À travers la création du SENACE, un système unique de procédures administratives environnementales est instauré grâce à la mise en place du guichet unique pour la certification environnementale²⁷⁹, impliquant un transfert des fonctions des autorités sectorielles compétentes jusqu'à alors. Il était initialement prévu que l'ensemble des compétences sectorielles soit transféré au SENACE d'ici à 2020. Toutefois, ce transfert a pris du retard et un nouveau calendrier a été adopté en 2021, les derniers transferts devant ainsi débuter en 2023²⁸⁰. Les fonctions du SENACE ont été élargies en 2015, avec l'adoption de la loi n° 30327²⁸¹, qui édicte notamment des mesures pour optimiser et renforce le SEIA. En particulier, cette loi crée la certification environnementale globale (« loi CEG »), définie comme l'acte administratif émis par le SENACE, par lequel l'EIE des projets de catégorie III (voir ci-dessous) est approuvée, en y intégrant les titres habilitants (*títulos habilitantes*), c'est-à-dire « *les permis, licences, droits ou autorisations qui font partie de la procédure de certification environnementale* »²⁸². Son règlement d'application a été adopté en 2016 (« règlement CEG »)²⁸³. L'OEFA assume les fonctions d'inspection environnementale des secteurs qui ont transféré les fonctions d'évaluation de l'impact environnemental au SENACE²⁸⁴. Un calendrier a été approuvé en mai 2023 pour le transfert des fonctions d'audit environnemental de certains secteurs vers l'OEFA²⁸⁵. L'OEFA peut notamment « *obliger la personne physique ou morale*

²⁷⁵ Loi n° 27446 relative au système national d'évaluation d'impact environnemental (*Ley del Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental*), Diario Oficial El Peruano du 23 avril 2001.

²⁷⁶ Décret suprême (D.S.) n° 019-2009-MINAM approuvant le règlement de la loi n° 27446, loi SEIA, Diario Oficial El Peruano du 25 septembre 2009.

²⁷⁷ Loi n° 28245, Loi cadre du système national de gestion environnementale (*Ley marco del Sistema Nacional de Gestión Ambiental*), Diario Oficial El Peruano du 8 juin 2004.

²⁷⁸ Loi SEIA, art. 3.

²⁷⁹ Loi n° 29968, préc., art. 13.1.

²⁸⁰ D.S. n° 025-2021-MINAM, Diario Oficial El Peruano du 26 juillet 2021.

²⁸¹ Loi n° 30327 relative à la promotion des investissements pour la croissance économique et le développement durable (*Ley de Promoción de las Inversiones para el Crecimiento Económico y el Desarrollo Sostenible*), Diario Oficial El Peruano du 21 mai 2015.

²⁸² Loi n° 30327, loi CEG, préc., art.4.

²⁸³ D.S. n° 005-2016-MINAM qui approuve le règlement du Titre II de la loi n° 30327, Diario Oficial El Peruano du 19 juillet 2016.

²⁸⁴ Voir notamment la loi n° 30327, loi CEG, préc., art. 14.

²⁸⁵ D.S. n° 006-2023-MINAM approuvant le chronogramme de transfert des fonctions d'audit environnemental des sous-secteurs du transport, du logement et de la construction, de l'assainissement, des communications, de la santé, de la défense, de la justice, de l'éducation et de la culture à l'OEFA, Diario Oficial El Peruano du 30 mai 2023.

responsable du dommage à restaurer, réhabiliter ou réparer la situation perturbée, selon le cas, ou à la compenser en termes environnementaux lorsque ce qui précède n'est pas possible »²⁸⁶.

Il n'existe pas une seule autorité compétente pour délivrer les certifications environnementales. Celle-ci dépendra de la catégorie du projet. En effet, au Pérou les projets sont classés en trois catégories en fonction de la sévérité de leur impact potentiel sur l'environnement : (i) catégorie I (impact léger : une déclaration d'impact environnemental est requise) ; (ii) catégorie II (impact modéré : une EIE semi-détaillée « EIE-sd » est requise) ; (iii) catégorie III (impact important : une EIE-d est requise)²⁸⁷. Ainsi, le SENACE est l'autorité compétente pour les projets soumis à EIE-d (catégorie III)²⁸⁸, pour les secteurs dont les compétences lui ont été transférées. Pour les projets de catégorie I ou II, l'autorité compétente dépendra du secteur d'activité et de la portée du projet ; peuvent ainsi être des autorités compétentes les autorités sectorielles nationales (projets de portée nationale ou multirégionale), les autorités régionales et les autorités locales²⁸⁹. Toutefois, le SENACE assume progressivement la fonction d'approbation des EIE-sd (projets de catégorie II)²⁹⁰. Le SENACE est en charge d'approuver la classification des projets²⁹¹, en l'absence de classification anticipée²⁹². En janvier 2022, de nouvelles dispositions relatives à la procédure unique du processus de certification environnementale du SENACE ont été approuvées et sont entrées en vigueur le 21 juillet 2022²⁹³. Elles concernent notamment l'évaluation et l'approbation des EIE-d et des EIE-sd qui sont de la compétence du SENACE. Toutefois, ces dispositions ont été suspendues et seront de nouveau applicables à partir du 1^{er} janvier 2025, des mesures transitoires étant prévues pour les procédures initiées avant cette suspension²⁹⁴.

La réglementation relative à la certification environnementale compte des textes applicables spécifiquement à la compensation écologique, adoptés à travers des résolutions ministérielles (R.M.) à partir de 2014. Cette année-là, les lignes directrices pour la mise en œuvre de la

²⁸⁶ Art. 23.1 de la loi n° 29325 (telle que modifiée), loi du système national d'évaluation et d'inspection environnementale (*Ley del Sistema Nacional de Evaluación y Fiscalización Ambiental*), Diario Oficial El Peruano du 5 mars 2009.

²⁸⁷ Loi SEIA, préc. Art. 4.1.

²⁸⁸ Loi n° 29968, préc., art. 1.3.

²⁸⁹ Loi SEIA, préc., art. 18.1 ; Règlement SEIA, préc., art. 17.

²⁹⁰ Voir notamment la loi n° 30327, loi CEG, préc., 2^{ème} disposition complémentaire transitoire : *Le SENACE assumera progressivement la fonction d'approbation des études d'impact environnemental semi-détaillées (EIE-sd) régies par la loi 27446, loi sur le système national d'évaluation de l'impact environnemental, et pourra appliquer la certification environnementale globale à ces instruments. Par décret suprême contresigné par le ministre de l'Environnement et le responsable du secteur dont le transfert est approuvé, les conditions d'application de cette disposition sont établies, ainsi que le calendrier du transfert des fonctions de l'EIE-sd, selon un processus ordonné, progressif et graduel. Le processus de transfert commencera après qu'au moins deux (2) ans se seront écoulés depuis que le SENACE a conclu le transfert des fonctions des EIE détaillées (EIE-d) du secteur correspondant, conformément au processus de transfert de fonctions en vigueur.*

²⁹¹ Règlement CEG, préc., art. 16.1.

²⁹² Règlement CEG, préc., art. 22 : la classification anticipée « consiste à attribuer la catégorie d'étude environnementale (déclaration d'impact environnemental, EIE-sd ou EIE-d) à un groupe de projets ayant des caractéristiques communes ou similaires, qui est approuvée par décret suprême ».

²⁹³ D.S. n° 004-2022-MINAM approuvant les dispositions relatives à la procédure unique du processus de certification environnementale du SENACE (*Decreto Supremo que aprueba Disposiciones para el Procedimiento Único del Proceso de Certificación Ambiental del Servicio Nacional de Certificación Ambiental para las Inversiones Sostenibles - Senace*), Diario Oficial El Peruano du 26 janvier 2022.

²⁹⁴ D.S. n° 006-2023-MINAM, préc.

compensation écologique dans le cadre du SEIA ont été adoptées²⁹⁵. Elles disposent expressément qu'elles s'appliquent au processus de formulation du plan de compensation pour les EIE-d (projets de catégorie III) dans lesquelles cette obligation a été déterminée. Puis, en 2016, un guide général pour le plan de compensation environnementale a été approuvé²⁹⁶, de même qu'un premier guide complémentaire pour un écosystème particulier : le guide complémentaire pour la compensation relative aux écosystèmes des hautes Andes²⁹⁷. En 2019, trois nouveaux guides ont vu le jour pour l'évaluation de l'état de nouveaux écosystèmes, à savoir, respectivement, les écosystèmes de *yunga*, *bofedal* et forêt sèche (Pérou, MINAM, 2019c, 2019b, 2019a). Ces guides ne semblent cependant pas avoir été adoptés par résolutions ministérielles.

À travers la certification environnementale, le maître d'ouvrage a l'obligation de « *respecter toutes les obligations de prévention, de contrôle, d'atténuation, de réhabilitation, de compensation et de gestion des impacts environnementaux indiqués dans [l'EIE]. Le non-respect de ces règles est passible de sanctions administratives et peut même constituer un motif d'annulation de la certification environnementale* »²⁹⁸. Par ailleurs, l'EIE approuvée doit être mise à jour par le maître d'ouvrage au plus tard tous les cinq ans²⁹⁹.

III. Une comparaison de l'approche française de la compensation écologique avec les approches colombienne et péruvienne

Cette section se fonde exclusivement sur les articles publiés ou soumis ayant permis de tirer les leçons de cet exercice d'analyse comparée. Il s'agit des articles ou manuscrits suivants :

Salès, K. Objectivation de l'évaluation environnementale : regards croisés France–Colombie–Pérou. Article soumis le 22 novembre 2022, devant être inclus dans les actes du Colloque de la SFDE « L'évaluation environnementale face à l'impératif écologique » (20-21 octobre 2022), accepté par et à paraître dans la *Revue Juridique de l'Environnement*.

Salès, K., Frascaria-Lacoste, N., & Marty, P. (2023). The place of spatialized ecological information in defining and implementing biodiversity offsets policies. A comparative study of Colombia and France. *Environmental Science & Policy*, 147, 279-291. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2023.06.014>

Salès, K., Marty, P., & Frascaria-Lacoste, N. Tackling limitations in biodiversity offsetting? A comparison of the Peruvian and French approaches. Manuscrit en révision dans *Regional Environmental Change*, révision envoyée le 13 septembre 2023.

²⁹⁵ R.M. n° 398-2014-MINAM approuvant et adoptant les lignes directrices pour la mise en œuvre de la compensation écologique dans le cadre du SEIA (*Lineamientos para la Compensación Ambiental en el marco del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA)*), Diario Oficial El Peruano du 5 décembre 2014.

²⁹⁶ R.M. n° 066-2016-MINAM approuvant le guide général pour le plan de compensation environnementale (*Guía General para el Plan de Compensación Ambiental*), Diario Oficial El Peruano du 14 mars 2016.

²⁹⁷ R.M. n° 183-2016-MINAM approuvant le guide complémentaire pour la compensation relatif aux écosystèmes des hautes Andes (*Guía Complementaria para la Compensación Ambiental : Ecosistemas Altoandinos*), Diario Oficial El Peruano du 20 juillet 2016.

²⁹⁸ Règlement SEIA, préc., art. 55, al. 2.

²⁹⁹ Règlement SEIA, préc., art. 30.

III.1 Article accepté et à paraître dans la *Revue Juridique de l'Environnement*

OBJECTIVATION DE L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE : REGARDS CROISÉS FRANCE – COLOMBIE – PÉROU

Katherine SALÈS, Doctorante en géographie (Université Paris 1 Panthéon Sorbonne, UMR LADYSS – UMR ESE), ex-avocate au barreau de Paris

Résumé

De nombreux pays ont adopté une réglementation relative à l'évaluation environnementale avec des choix différents concernant la mise en place d'une autorité environnementale et de mesures de compensation écologique. À travers une comparaison des cadres nationaux dans trois pays (Colombie, France, Pérou), nous abordons la question de l'objectivation de l'évaluation environnementale à travers deux exemples. Tout d'abord, nous nous intéressons à la figure de l'autorité environnementale et les choix opérés pour minimiser, voire éviter, les conflits d'intérêts. Nous montrons ainsi que si la France a opté pour une séparation fonctionnelle, la Colombie et le Pérou ont principalement fait le choix d'une séparation organique. Le Pérou est toutefois encore en phase de transition, le transfert de compétences des autorités sectorielles (ministères) vers l'autorité environnementale nationale n'étant pas achevé. Ensuite, nous abordons le thème de la compensation écologique, qui fait également l'objet de tentatives d'objectivation. Ainsi, si la France a opté pour la flexibilité dans le choix des méthodes de dimensionnement de la compensation, la Colombie et le Pérou ont choisi de l'encadrer plus strictement, en leur conférant un caractère contraignant. L'approche colombienne est une méthode par ratio minimal, le calcul des facteurs de compensation prédéfinis étant fondé sur les données scientifiques disponibles. Au Pérou, c'est la méthode d'équivalence par écarts de milieux qui a été retenue, des guides spécifiques ayant été élaborés pour certains écosystèmes. Toutefois, il n'y a pas encore assez de retours d'expérience permettant de juger de l'efficacité des choix opérés dans ces deux pays latinoaméricains.

Mots-clés : évaluation environnementale, autorité environnementale, étude d'impact, conflits d'intérêts, compensation écologique, France, Colombie, Pérou

Summary

Many countries have adopted environmental assessment regulations and have made different choices when establishing an environmental authority or when setting up biodiversity offsetting schemes. Through a comparison of the national frameworks of three countries (Colombia, France and Peru) we address the question of the objectivization of environmental assessment through two illustrative examples. First, we look at the figure of the environmental authority and the choices made to minimize or even avoid conflicts of interest. We show that while France has opted for a functional separation, Colombia and Peru have mainly opted for an organic separation. Peru, however, is still in a transitional phase, as the transfer of competences from the sectoral authorities (ministries) to the national environmental authority remains to be completed. Next, we address the issue of biodiversity offsetting and attempts to objectify it. Thus, while France has opted for flexibility in the choice of biodiversity offsetting methods, Colombia and Peru have chosen to frame it more strictly, by making them binding. The Colombian approach is a minimum ratio method, with the calculation of predefined offset factors based on available scientific data. Peru adopted an equivalence method based on ecological variations, with specific guides developed for certain ecosystems. However, additional feedback is needed to assess the effectiveness of the choices made in these two Latin American countries.

Keywords: environmental assessment, environmental authority, impact assessment, conflict of interest, biodiversity offsetting, France, Colombia, Peru

Dans l'Union européenne, l'évaluation environnementale (EE) est l'objet de deux directives transposées¹ en droit français : la directive 2001/42/CE relative aux plans et programmes², et la directive 85/337/CEE, abrogée et remplacée par la directive 2011/92/UE, laquelle concerne l'évaluation des projets³. Le processus d'EE n'est toutefois pas propre à l'Union européenne et à ses États membres. De nombreux pays ont introduit des réglementations pour l'encadrer, à tout le moins en ce qui concerne les projets. C'est notamment le cas de la Colombie et du Pérou.

Afin de mieux comprendre comment s'objective l'EE, notre analyse portera sur une comparaison des cadres français, colombien et péruvien dans le cadre de l'évaluation des projets uniquement, à travers des illustrations choisies. Nous mettrons ainsi en regard le cadre français avec les approches colombienne et péruvienne, en prenant comme éléments de comparaison la figure de l'autorité environnementale (AE) en lien avec la problématique des conflits d'intérêts (I), puis les tentatives d'objectivation des approches et méthodes en matière de compensation écologique (II).

I. – AUTORITÉ ENVIRONNEMENTALE ET CONFLITS D'INTÉRÊTS

En France, les projets peuvent être soumis à EE de manière systématique ou après examen au cas par cas⁴. L'AE intervient dans le processus d'EE à titre consultatif. Son avis est simple (non contraignant), avec possibilité d'avis favorable tacite⁵. En Colombie comme au Pérou, il n'existe pas de procédure d'examen au cas par cas. L'AE est l'autorité décisionnaire chargée de délivrer ou refuser l'autorisation environnementale d'un projet, à travers un acte administratif (résolution) ; il n'y a pas d'avis tacite.

La création de l'AE a donné lieu, en France, à un important débat (et un abondant contentieux) relatif aux conflits d'intérêts (A), qui offre des éléments de comparaison avec les choix adoptés en Colombie et au Pérou quant à la structure de l'AE, autorité décisionnaire (B).

A) CONFLITS D'INTÉRÊTS ET AUTORITÉ ENVIRONNEMENTALE, SUJET DE DÉBAT EN FRANCE

En France, et jusqu'à la création de l'AE en 2009⁶, le contrôle de la qualité des études d'impact relevait de l'administration qui autorisait le projet⁷. L'AE est à présent l'autorité compétente pour rendre des avis simples sur la qualité des EE. L'AE prend plusieurs formes, avec pour visée de garantir son impartialité.

¹ La complétude de cette transposition fait l'objet de débats et de contentieux.

² Directive 2001/42/CE du Parlement européen et du Conseil du 27 juin 2001 relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement, *JOCE* n° L 197 du 21 juillet 2001, p. 30. Elle a été transposée en droit français par l'ordonnance n° 2004-489 du 3 juin 2004, *JO* du 5 juin 2004, p. 9979.

³ Directive 85/337/CEE du Conseil du 27 juin 1985 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement, *JOCE* n° L 175 du 5 juillet 1985, p. 40. Elle a été transposée en droit français par la loi n° 2005-1319 du 26 octobre 2005 portant diverses dispositions d'adaptation au droit communautaire dans le domaine de l'environnement, *JO* du 27 octobre 2005, p. 16929.

Directive 2011/92/UE du Parlement européen et du Conseil du 13 décembre 2011 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement, *JOUE* n° L 26 du 28 janvier 2012, p. 1.

⁴ Y compris, pour des projets situés en-deçà des seuils fixés à l'annexe de l'article R. 122-2 du Code de l'environnement, dans le cadre de l'application de la « clause filet », adoptée par le décret n°2022-422 du 25 mars 2022. Ce décret introduit un nouvel article R. 122-2-1 dans le Code de l'environnement, en vertu duquel l'autorité compétente (ou le maître d'ouvrage de sa propre initiative) « soumet à l'examen au cas par cas (...) tout projet, y compris de modification ou d'extension, situé en deçà des seuils fixés à l'annexe de l'article R. 122-2 et dont elle est la première saisie, que ce soit dans le cadre d'une procédure d'autorisation ou d'une déclaration, lorsque ce projet lui apparaît susceptible d'avoir des incidences notables sur l'environnement ou la santé humaine (...) ».

⁵ En l'absence d'avis soumis par l'AE dans le délai imparti dans le cas des projets soumis à évaluation environnementale, l'avis est considéré comme tacitement favorable (voir l'article R. 122-7 du Code de l'environnement). Par ailleurs, en l'absence de réponse de l'autorité compétente dans le cadre de la procédure d'examen au cas par cas, le porteur de projet devra obligatoirement soumettre son projet à EE (article R.122-3 IV du Code de l'environnement).

⁶ Décret n° 2009-496 du 30 avril 2009 relatif à l'autorité administrative de l'État compétente en matière d'environnement prévue aux articles L. 122-1 et L. 122-7 du Code de l'environnement, *JO* du 3 mai 2009, p. 7471.

⁷ A. Farinetti, « La séparation des missions d'évaluation de la qualité des études d'impact et de soumission à étude d'impact des projets après examen au cas par cas : un affaiblissement de la garantie d'impartialité de l'examen au cas par cas », *RJE* 2021/4, Vol. 46, p. 711-726.

Ainsi, en vertu de l'article R.122-6 du Code de l'environnement, l'AE peut ainsi être, au niveau national, (i) le ministre en charge de l'environnement ou (ii) la formation d'autorité environnementale de l'Inspection générale de l'environnement et du développement durable (IGEDD)⁸. Au niveau régional, ce sont les missions régionales d'autorité environnementale (MRAE) de l'IGEDD, créées en 2016⁹ (à la suite des griefs de l'arrêt *FNE* du Conseil d'État du 26 juin 2015¹⁰), qui sont compétentes pour rendre les avis dans le cadre de l'EE. Toutefois, concernant la procédure d'examen au cas par cas, la compétence qui était dévolue aux MRAE quant à la décision de soumission à EE a été transférée au préfet de région, à la suite de l'adoption du décret du 3 juillet 2020¹¹.

L'une des critiques porte sur le fait que le préfet de région puisse cumuler une compétence en matière d'autorisation du projet ainsi que pour la décision de soumission dans le cadre du cas par cas¹². Le Conseil d'État a cependant validé une telle possibilité dans son arrêt *FNE* du 25 septembre 2019¹³.

Dans son arrêt *Seaport* de 2011¹⁴, la Cour de justice de l'Union européenne (CJUE) s'est prononcée sur les dispositions de la directive 2001/42 relative à l'EE des plans et programmes. La CJUE considère que l'autorité publique compétente pour assurer la maîtrise d'ouvrage peut être en même temps chargée de la consultation en matière environnementale¹⁵, sous réserve de respecter certaines conditions. Ainsi, selon la CJUE, il doit exister une « séparation fonctionnelle » entre l'autorité assurant la maîtrise d'ouvrage et l'entité, interne à celle-ci, en charge de rendre un avis sur les questions environnementales. Cela implique notamment que cette dernière « dispose d'une autonomie réelle, impliquant notamment qu'elle soit pourvue de moyens administratifs et humains qui lui sont propres ». Le Conseil d'État a repris cette exigence d'autonomie dans un arrêt du 6 décembre 2017¹⁶, en étendant cette solution au niveau régional et en l'élargissant à la consultation dans le cadre de l'EE des projets¹⁷, l'indépendance devant être assurée vis-à-vis du porteur de projet, mais également de l'autorité administrative chargée

⁸ Article R.122-6 du Code de l'environnement.

Le Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD) est devenu, depuis le 1er septembre 2022, l'Inspection générale de l'environnement et du développement durable (IGEDD). Décret n° 2022-1025 du 20 juillet 2022 substituant la dénomination « Inspection générale de l'environnement et du développement durable » à la dénomination « Conseil général de l'environnement et du développement durable », *JO* n°167 du 21 juillet 2022, texte n° 31 ; Décret n° 2022-1165 du 20 août 2022 portant création et organisation de l'inspection générale de l'environnement et du développement durable, *JO* n° 193 du 21 août 2022, texte n° 14.

⁹ Décret n° 2016-519 du 28 avril 2016 portant réforme de l'autorité environnementale, *JO* n° 101 du 29 avril 2016.

¹⁰ CE, 26 juin 2015, *Assoc. FNE*, req. n° 365876, inédit au recueil Lebon.

¹¹ Décret n° 2020-844 du 3 juillet 2020 relatif à l'autorité environnementale et à l'autorité chargée de l'examen au cas par cas, *JO* du 4 juillet 2020, pris en application de la loi n° 2019-1147 du 8 novembre 2019 relative à l'énergie et au climat, *JO* du 9 novembre 2019.

¹² Voir notamment A. Farinetti, « La séparation des missions d'évaluation de la qualité des études d'impact et de soumission à étude d'impact des projets après examen au cas par cas : un affaiblissement de la garantie d'impartialité de l'examen au cas par cas », préc., p. 715.

¹³ CE, 25 septembre 2019, *FNE*, req. n° 427145 et req. n° 425563. Le Conseil d'État a jugé notamment que « aucune disposition de la directive [du 13 décembre 2011] ne fait obstacle à ce que l'autorité chargée de procéder à cet examen au cas par cas soit celle compétente pour statuer sur l'autorisation administrative requise pour le projet sous réserve qu'elle ne soit pas chargée de l'élaboration du projet ou en assure la maîtrise d'ouvrage ».

Le Conseil d'État a confirmé sa position dans sa décision CE, 16 février 2022, *FNE*, req. n° 442607, mentionné dans les tables du recueil Lebon.

¹⁴ CJUE, 20 octobre 2011, aff. C-474/10, *Department of the Environment for Northern Ireland c/ Seaport Ltd e.a.* : Europe 2011, comm. 483, obs. S. Rose ; O. Vidal, « Qu'importe le flacon, pourvu qu'on ait l'ivresse : nouveau précepte pour la phase consultative de l'évaluation environnementale », *RJE* 2/2012, p. 283.

¹⁵ A. Farinetti, « La séparation des missions d'évaluation de la qualité des études d'impact et de soumission à étude d'impact des projets après examen au cas par cas : un affaiblissement de la garantie d'impartialité de l'examen au cas par cas », préc., p. 716.

¹⁶ CE, 6 décembre 2017, *Association FNE*, req. n° 400559.

¹⁷ J. Betaille, « Évaluation environnementale », *RJE* 2019/2, Vol. 44, p. 399-411.

de l'autoriser¹⁸. La haute juridiction a jugé que la MRAE disposait d'une autonomie réelle¹⁹, et qu'il en allait de même de l'AE nationale²⁰.

La Commission européenne a ouvert une procédure d'infraction à l'encontre de la France pour non-conformité de la législation française avec la directive 2011/92/UE telle que modifiée par la directive 2014/52/UE²¹. La Commission demande ainsi à la France d'aligner sa législation sur la directive, reprochant notamment au droit français de ne pas prévoir « de garanties suffisantes pour faire en sorte que les autorités accomplissent leurs missions de manière objective »²².

B) L'AUTORITÉ ENVIRONNEMENTALE, AUTORITÉ COMPÉTENTE POUR DÉLIVRER L'AUTORISATION ENVIRONNEMENTALE EN COLOMBIE ET AU PÉROU

En Colombie comme au Pérou, l'autorité en charge d'autoriser le projet est également celle qui contrôle la qualité des études d'impact, situation comparable à ce qui avait lieu en France avant 2009. Toutefois, comme nous le verrons, la situation n'est pas identique à celle du préfet en France, lequel, investi « du développement économique et social peut être considéré comme structurellement en situation de conflit d'intérêts »²³.

Nous aborderons le cadre colombien (1) avant d'examiner le cas péruvien (2).

1. Le cadre colombien

L'AE compétente dépend de la réglementation applicable²⁴. L'étude d'impact environnemental (EIE) est obligatoire notamment pour tout projet soumis à licence environnementale (*licencia ambiental*)²⁵. Dans le cadre de cette réglementation, sur laquelle portent les développements ci-après, les autorités compétentes sont²⁶ :

- L'Autorité nationale des licences environnementales (ANLA²⁷) ;
- Les Corporations autonomes régionales²⁸ et les Corporations autonomes régionales de développement durable²⁹ (CAR)³⁰ ; et
- Les Autorités environnementales urbaines (AAU³¹), présentes dans (i) les municipalités, districts et zones métropolitaines dont la population dépasse un million d'habitants dans leur

¹⁸ A. Farinetti, « La séparation des missions d'évaluation de la qualité des études d'impact et de soumission à étude d'impact des projets après examen au cas par cas : un affaiblissement de la garantie d'impartialité de l'examen au cas par cas », préc., p. 716.

¹⁹ CE, 6 décembre 2017, préc.

²⁰ CE, 9 juillet 2018, req. n° 410917, mentionné dans les tables du recueil Lebon.

²¹ INFR(2019)2021. Cette procédure a donné lieu à une mise en demeure le 7 mars 2019, suivi d'une mise en demeure complémentaire le 18 février 2021, et enfin d'un avis motivé adressé le 15 juillet 2022.

²² Commission européenne, « Procédures d'infraction du mois de juillet : principales décisions », 15 juillet 2022, https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/fr/inf_22_3768

²³ A. Farinetti, « La séparation des missions d'évaluation de la qualité des études d'impact et de soumission à étude d'impact des projets après examen au cas par cas : un affaiblissement de la garantie d'impartialité de l'examen au cas par cas », préc., p. 720.

²⁴ Selon que la réglementation concerne les licences environnementales (*licencias ambientales*), la soustraction de zones de réserves forestières (*sustracción de áreas de reservas forestales*), l'exploitation forestière unique de forêts naturelles (*aprovechamiento forestal único de bosques naturales*) et/ou l'exploitation d'espèces menacées (*aprovechamiento de especies amenazadas*).

²⁵ Article 57 de la loi 99 de 1993 *por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental, SINA, y se dictan otras disposiciones*, 22 décembre 1993, *Diario Oficial* n° 41.146.

²⁶ Article 2.2.2.3.1.2 du décret 1076 de 2015 (tel qu'amendé) *por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible*, *Diario Oficial* n° 49.523 du 26 mai 2015.

²⁷ *Autoridad Nacional de Licencias Ambientales*.

²⁸ *Corporaciones Autónomas Regionales*.

²⁹ *Corporaciones autónomas regionales de desarrollo sostenible*.

³⁰ Les CARs peuvent déléguer l'exercice de cette compétence aux entités territoriales, en tenant compte notamment de la capacité technique, économique, administrative et opérationnelle de ces entités à exercer les fonctions déléguées.

³¹ *Autoridades Ambientales Urbanas*.

périmètre urbain³² et (ii) les districts spéciaux de Barranquilla, Cartagena de Indias et Santa Marta.

Les entités chargées de délivrer la licence varient en fonction du secteur économique et de la taille du projet. Ainsi, l'ANLA est l'autorité compétente pour délivrer les autorisations environnementales des projets au niveau national, mais a une compétence exclusive pour les projets pétroliers et gaziers³³. Les CARs, selon leur compétence territoriale³⁴, sont compétentes pour les projets de moindre envergure³⁵. Les AAU ont les mêmes fonctions que les CAR, dans le périmètre de leur juridiction³⁶.

L'ANLA a été créée en 2011³⁷. Avant cela, le processus de licence environnementale des projets d'envergure national relevait de la Direction des licences environnementales au sein du ministère de l'Environnement. L'ANLA est une unité administrative spéciale, dotée d'une autonomie administrative et financière, mais sans personnalité juridique³⁸. Les CARs ont, quant à elles, été créées en 1993, par la loi 99 ayant mis en place la décentralisation de la gestion environnementale. Ce sont des personnes morales de nature publique qui sont dotées d'une autonomie administrative et financière, d'un patrimoine propre et de la personnalité juridique³⁹. Chaque CAR a des statuts propres et, par conséquent, une structure interne qui lui est particulière⁴⁰.

L'ANLA n'est pas hiérarchiquement supérieure aux CAR et n'a ainsi pas le pouvoir de surveiller leurs performances⁴¹. Les CARs ont un pouvoir normatif, mais sont soumises au principe de rigueur subsidiaire (*rigor subsidiario*), selon lequel elles peuvent créer des normes plus strictes, mais pas plus permissives, que celles adoptées par le ministère de l'Environnement⁴². Toutefois, selon un avis juridique (*concepto jurídico*) de 2014, l'ANLA est compétente pour les projets dont les CAR ou AAU sont maître d'ouvrage, afin d'éviter les conflits d'intérêts⁴³.

³² Il s'agit de Bogota, Cali et l'aire métropolitaine de la Vallée de Aburra.

³³ Liste exhaustive à l'article 2.2.2.3.2.2 du décret 1076, préc.

³⁴ La juridiction de la plupart des CARs correspond à une juridiction politique (un département), mais ce n'est pas toujours le cas. Certaines couvrent plus d'un département et d'autres ne couvrent qu'une partie d'un département (par exemple, dans le département d'Antioquia, il existe trois CARs).

Par ailleurs, lorsque le projet est développé dans la juridiction de deux ou plusieurs CARs, ces dernières doivent envoyer la demande de licence environnementale à l'ANLA, qui désigne alors l'autorité environnementale compétente pour statuer sur cette demande (article 2.2.2.3.2.6 du décret 1076, préc.).

³⁵ Liste exhaustive à l'article 2.2.2.3.2.3 du décret 1076, préc.

³⁶ Article 66 de la loi 99, préc.

³⁷ Décret 3573 de 2011 *por el cual se crea la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales –ANLA– y se dictan otras disposiciones*, 27 septembre 2011, *Diario Oficial* n° 48.205 (amendé par le décret 376 de 2020 *por el cual se modifica la estructura de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales – ANLA*, 12 mars 2020, *Diario Oficial* n° 52.254).

³⁸ Article 1^{er} du décret 3573, préc.

Les ressources financières de l'ANLA sont constituées, entre autres, par les crédits alloués dans le budget général de la nation, les ressources provenant du Fonds national pour l'environnement (Fonam, *Fondo Nacional Ambiental*) et les ressources obtenues par la coopération technique nationale et internationale (Article 4 du décret 3573, préc.).

³⁹ Article 23 de la loi 99, préc. ; article 1.2.5.1.1 du décret 1076, préc.

Les CARs perçoivent (i) des taxes rétributives et compensatoires, auxquelles sont soumises les activités ayant un impact sur l'environnement, et (ii) les taxes d'utilisation de l'eau (redevances fixées par le gouvernement national) (loi 99, préc., articles 42 et 43).

⁴⁰ Voir notamment l'article 27 de la loi 99, préc., qui dispose qu'il appartient au conseil de direction de la CAR de déterminer sa structure interne.

⁴¹ OCDE et CEPAL, « OECD Environmental Performance Reviews: Colombia 2014 », OECD Publishing, 2014.

⁴² Article 63 de la loi 99 de 1993, préc.

⁴³ Ainsi, lorsque les CARs ou AAU « ont l'intention d'exécuter des projets, des travaux ou des activités qui impliquent, à leur profit, l'utilisation de ressources naturelles dans la zone de leur juridiction territoriale, la qualité de "juge et partie" est unifiée, configurant une situation qui, légalement, n'est pas envisagée dans le cadre des compétences accordées par la loi aux autorités environnementales mentionnées, par conséquent, il n'est pas légalement approprié que ces Autorités assument la connaissance pour leur propre compte de telles activités. (...) Par conséquent, l'ANLA est légalement habilitée à traiter les demandes de permis environnementaux et les procédures effectuées par les CAR, etc. ». ANLA, « Concepto jurídico respecto a la respuesta dada por la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca », 19 septembre 2014, Rad. 4120-4-2140.

2. Le cadre péruvien

Au Pérou, les AE sont chargées de délivrer la certification (autorisation) environnementale. Elles ont donc, à l'instar du système colombien, une compétence décisionnelle. Il s'agit des entités suivantes :

- Le Service national de certification environnementale pour les investissements durables (SENACE⁴⁴) (niveau national) ;
- Tous les ministères (niveau national), chacun dans son domaine de compétence ;
- Les gouvernements régionaux ; et
- Les autorités locales (municipalités).

Le SENACE a été créé en 2013, mais n'a réellement commencé à fonctionner, avec des activités d'évaluation directe, qu'à partir de 2015. Avant cette date, les dossiers d'étude d'impact étaient approuvés par chaque secteur promoteur de l'investissement, réalisant individuellement les évaluations des projets correspondant à son secteur. Les ministères étaient ainsi juge et partie⁴⁵. Le SENACE a été créé précisément comme une entité indépendante des ministères sectoriels afin d'unifier et réaliser au moins les évaluations des grands projets. Il s'agit d'un organisme public technique spécialisé rattaché au ministère de l'Environnement ; il est doté « d'une autonomie technique et d'une personnalité juridique de droit public interne »⁴⁶.

L'AE compétente dépendra tout d'abord de la catégorie du projet. Il existe trois catégories de projets en fonction de la sévérité de leur impact potentiel sur l'environnement (léger, modéré ou important) : (i) catégorie I (déclaration d'impact environnemental « DIA »⁴⁷), (ii) catégorie II (EIE semi-détaillée « EIE-sd ») et (iii) catégorie III (EIE détaillée « EIE-d »)⁴⁸. Il appartient au SENACE d'approuver la classification des projets (catégorie I, II ou III). Il existe cependant une possibilité de classification anticipée, réalisée par l'autorité sectorielle compétente⁴⁹ (jusqu'au transfert de cette compétence au SENACE⁵⁰). Les projets soumis à EE sont identifiés dans une « liste SEIA » mise à jour périodiquement⁵¹.

Quant à l'évaluation à proprement parler, le SENACE est l'autorité compétente pour les projets de catégorie III, concernant les secteurs qui lui ont été transférés, mais les autorités sectorielles (ministères) demeurent compétentes lorsque le transfert n'est pas encore initié ou finalisé⁵². S'il était prévu que l'ensemble des compétences sectorielles soit transféré au SENACE d'ici 2020, ce transfert a

⁴⁴ *Servicio Nacional de Certificación Ambiental para las Inversiones Sostenibles*.

⁴⁵ I. Calle & C. Mora, « Funciones normativas en el proceso de evaluación de impacto ambiental: MINAM, SENACE y autoridades ambientales sectoriales », *Sociedad Peruana de Derecho Ambiental (SPDA)*, 2016, 21 p.

⁴⁶ Article 1^{er} de la loi n° 29968 de 2012, *Ley de creación del Servicio Nacional de Certificación Ambiental para las Inversiones Sostenibles (SENACE)*, 20 décembre 2012, *Diario Oficial* n° 481282.

⁴⁷ *Declaración de Impacto Ambiental*.

⁴⁸ Article 4.1 de la loi n° 27446, *Ley del Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental* (loi SEIA), 20 avril 2001, *Diario Oficial El Peruano* du 23 avril 2001.

⁴⁹ Les secteurs identifient ainsi des projets fréquents présentant des caractéristiques communes, pour lesquels la catégorie de l'étude environnementale est établie à l'avance. Article 22 du règlement relatif à la certification environnementale globale. Décret suprême n° 005-2016-MINAM *que aprueba el Reglamento del Título II de la Ley N° 30327, Ley de Promoción de las Inversiones para el Crecimiento Económico y el Desarrollo Sostenible, y otras medidas para optimizar y fortalecer el Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental*, 19 juillet 2016, *Diario Oficial El Peruano* n° 593478.

⁵⁰ Conformément à la loi n°29968, préc., du SENACE, une fois l'achèvement du transfert de fonctions au SENACE approuvé, cette autorité sera chargée de la classification anticipée.

⁵¹ <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/376994/Listado%20del%20SEIA.pdf>

Cette liste est prévue à l'article 20 du règlement du SEIA, approuvé par décret suprême n° 019-2009-MINAM, « *aprueban el Reglamento de la Ley N° 27446, Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental* », 25 septembre 2009. La liste identifie les projets soumis à évaluation environnementale par secteurs et spécifie, pour chaque typologie de projet, (i) l'entité chargée d'assigner la catégorie de projet et (ii) l'entité qui évalue et approuve l'évaluation environnementale en fonction de la catégorie du projet.

⁵² Loi n°29968, préc., articles 1.2 et 1.3.

toutefois pris du retard, avec un nouveau calendrier adopté en 2021, les derniers transferts devant débuter en 2023⁵³. Par conséquent, des situations de conflits d'intérêts persistent.

Par ailleurs, les entités sectorielles demeurent compétentes pour les projets de catégorie II et I ; l'autorité compétente dépendra du secteur d'activité et de la portée du projet⁵⁴. Le SENACE devrait toutefois assumer progressivement la fonction d'approbation des EIE-sd (projets de catégorie II)⁵⁵.

II. – TENTATIVES D'OBJECTIVATION DES APPROCHES ET MÉTHODES DE LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE

Les pays étudiés ont adopté la hiérarchie des mesures d'atténuation, connue comme la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) en France⁵⁶. Ce principe implique globalement d'éviter les atteintes à la biodiversité ; à défaut, d'en réduire la portée ; et, en dernier lieu, de compenser les atteintes qui n'ont pu être évitées ni réduites⁵⁷. Les principes applicables à la compensation écologique dans les trois pays sont similaires, bien qu'avec quelques différences. Ainsi, tous trois ont un objectif d'absence de perte de biodiversité, le Pérou ajoutant à cela l'absence de perte nette de fonctionnalité des écosystèmes⁵⁸. S'appliquent également les principes d'additionnalité, de proximité et d'équivalence, cette dernière étant qualifiée d'« écologique » en France et au Pérou⁵⁹, et d'« écosystémique » en Colombie⁶⁰. Quant aux types de mesures compensatoires acceptées, si la France n'accepte que les mesures de restauration, réhabilitation ou recréation de milieux (ainsi que la modification de pratiques de gestion)⁶¹, la Colombie et le Pérou acceptent les mesures de conservation (ou préservation) et de restauration, au sens large⁶².

Ces nuances dans les objectifs et principes applicables ont toutefois pu conduire à des approches différentes pour la détermination et la mise en œuvre de la compensation écologique, notamment en ce qui concerne les méthodes d'équivalence. Ainsi, si la France adopte une approche flexibilité, avec une certaine liberté dans le choix des méthodes (A), les approches colombienne et péruvienne sont encadrées réglementairement (B).

⁵³ Décret suprême n°025-2021-MINAM, « *Aprueban el Cronograma de plazos y las condiciones para la Transferencia de Funciones de los subsectores Turismo, Comunicaciones, Salud y Defensa al Servicio Nacional de Certificación Ambiental para las Inversiones – SENACE en el marco de la Ley N° 29968 y establece disposiciones para las autoridades sectoriales que no han culminado la transferencia de funciones* », 26 juillet 2021.

À ce jour, les secteurs ayant fait l'objet d'un transfert de compétences au SENACE sont : l'énergie et les mines (qui comprend l'électricité et les hydrocarbures), les transports, l'agriculture et les déchets solides, le logement et la construction. Le transfert a débuté concernant les secteurs de l'industrie, de la pêche et de l'aquaculture, et de l'assainissement. Le transfert doit être initié en 2023 pour les secteurs du tourisme, des communications, de la santé et de la défense.

⁵⁴ Loi SEIA, préc., article 18.1 ; règlement du SEIA, préc., articles 9 et 17.

⁵⁵ En vertu de la deuxième disposition complémentaire transitoire de la loi n° 30327, *Ley de Promoción de las Inversiones para el Crecimiento Económico y el Desarrollo Sostenible*, *Diario Oficial El Peruano* du 21 mai 2015.

⁵⁶ En Colombie et au Pérou, la hiérarchie d'atténuation compte quatre étapes, mais reste toutefois équivalente à la séquence ERC.

⁵⁷ Voir notamment, pour le cadre français, l'article L.110-1 du Code de l'environnement.

⁵⁸ France : article L. 163-1 du Code de l'environnement.

Colombie : Manuel de compensation (*Manual de Compensaciones del Componente Biótico*), adopté par résolution du ministère de l'Environnement n° 256 de 2018 *por la cual se adopta la actualización del Manual de Compensaciones Ambientales del Componente Biótico y se toman otras determinaciones*, 22 février 2018.

Pérou : Lignes directrices sur la compensation écologique (*Lineamientos para la Compensación Ambiental en el marco del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA)*), adoptées par résolution ministérielle n° 398-2014-MINAM.

⁵⁹ Article L. 163-1, préc. ; Lignes directrices péruviennes, préc.

⁶⁰ Manuel de compensation colombien, préc.

⁶¹ Voir notamment CGDD, « Évaluation environnementale. Guide d'aide à la définition des mesures éviter, réduire, compenser (ERC) », *Théma Balises*, 2018, 134 p.

⁶² Manuel de compensation colombien, préc. ; Lignes directrices péruviennes, préc.

A) FLEXIBILITÉ DANS LE CHOIX DES MÉTHODES D'ÉQUIVALENCE DE LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE EN FRANCE

En France, si l'obligation de compensation existe depuis la loi de protection de la nature de 1976⁶³, ce n'est qu'à partir de la fin des années 2000 qu'elle commence à être réellement mise en œuvre⁶⁴. Les principes et objectifs applicables à la compensation écologique ont été clarifiés avec l'adoption de la loi Biodiversité de 2016⁶⁵. La séquence ERC et les méthodes d'équivalence sont l'objet d'un nombre croissant de guides⁶⁶, lesquels n'ont toutefois pas de valeur contraignante.

Le guide relatif à l'approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique répertorie trois grandes catégories de méthodes de dimensionnement existantes et acceptées en France⁶⁷ : (i) les méthodes par ratio minimal, (ii) les méthodes d'équivalence par pondération et (iii) les méthodes d'équivalence par écarts de milieux. Les méthodes par ratio minimal consistent à appliquer un ratio prédéfini à une métrique (p.ex. surface ou linéaire)⁶⁸. Les méthodes d'équivalence par pondération consistent à quantifier séparément les pertes et les gains, en pondérant les métriques affectées par des coefficients « pertes » et les métriques à compenser par des coefficients « gains », en intégrant divers critères. Enfin, les méthodes par écarts de milieux consistent à quantifier séparément les pertes (comparaison avant/après impacts) et les gains (comparaison avant/après mesures de compensation), mais avec les mêmes indicateurs, puis à vérifier l'équivalence⁶⁹.

Si le choix de la méthode de dimensionnement de la compensation est libre, il est toutefois nécessaire que la méthode retenue soit explicitée et son choix justifié par le pétitionnaire ; la même méthode doit être utilisée pour apprécier les pertes (sur le site d'impact) et les gains (sur le site de compensation)⁷⁰. Les ratios, le cas échéant, sont déterminés conjointement entre le pétitionnaire, le bureau d'études et l'évaluateur, sur la base des propositions contenues dans la demande d'autorisation⁷¹.

B) ENCADREMENT RÉGLEMENTAIRE DES APPROCHES ET MÉTHODES DE LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE EN COLOMBIE ET AU PÉROU

La Colombie et le Pérou ont choisi d'encadrer les méthodes de dimensionnement de la compensation de manière plus stricte que ce qui est fait en France. Les méthodes retenues, adoptées par résolutions ministérielles, ont un caractère contraignant. Si la Colombie a imposé une méthode par ratio minimal (1), le Pérou a élaboré des méthodes d'équivalence par écarts de milieux (2).

⁶³ Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature.

⁶⁴ L. Semal et F. Guillet, « Compenser les pertes de biodiversité », p. 149-169, in « Les politiques de biodiversité », éd. Presses de Sciences Po, 2017, 256 p.

⁶⁵ Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, JO n° 184 du 9 août 2016.

⁶⁶ À titre d'exemples : MNHN, « Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides », Service du Patrimoine Naturel, 310 p. ; CGDD, « Compensation écologique des cours d'eau. Exemples de méthodes de dimensionnement », *Théma Balises*, 2018, 188 p. ; CGDD, OFB et Cerema, « Approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique. Guide de mise en œuvre », mai 2021, 149 p.

⁶⁷ Guide de mise en œuvre de l'approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique, préc.

⁶⁸ De tels ratios contraignants sont fixés dans les Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE), pour ce qui concerne notamment les zones humides.

⁶⁹ Guide de mise en œuvre de l'approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique, préc., p. 37-38.

⁷⁰ Guide de mise en œuvre de l'approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique, préc., p. 39.

⁷¹ Eco-Med, « Évaluation des incidences, espèces protégées et évaluation environnementale : évolutions réglementaires et prise en compte de la biodiversité. Journée à l'attention des bureaux d'études. Proposition d'une méthode de calcul du ratio de compensation », n. d., https://www.occitanie.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/13_methode_ratio_ecomed_cle069424.pdf

1. En Colombie, l'imposition de ratios de compensation prédéfinis

La méthode d'équivalence adoptée en Colombie est fondée sur l'application de facteurs (ou ratios) de compensation prédéfinis. Ces facteurs ont été élaborés en se fondant sur les données scientifiques disponibles, en utilisant notamment la carte nationale des écosystèmes. En effet, en 2012 la Colombie adopte son premier manuel de compensation, lequel est actualisé en 2018, afin notamment de tenir compte d'une mise à jour de la carte précitée (passée d'une échelle 1:500 000 à une échelle 1:100 000)⁷². Ce manuel, adopté par résolution ministérielle, a un caractère contraignant : les facteurs de compensation qu'il établit, figurant en son annexe 2, s'imposent.

Le calcul du facteur de compensation se fonde sur des unités d'analyse correspondant au « croisement entre biome et unité biotique de la carte nationale des écosystèmes »⁷³. Le facteur de compensation résulte ensuite de l'addition des valeurs de 4 critères : (i) Représentativité de l'écosystème dans le système national des aires protégées, (ii) Rareté (sur la base de la répliquabilité de l'unité d'analyse et de son caractère unique en termes de composition d'espèces), (iii) Rémanence (surface de l'unité d'analyse demeurant dans des conditions naturelles) et (iv) transformation annuelle (taux de perte de couverture végétale, sur la base des données 2010-2012)⁷⁴.

Avant l'adoption du manuel de compensation, les critères et règles pour la détermination des mesures compensatoires étaient laissés à la discrétion de l'évaluateur ou de la personne qui concevait le plan de compensation. L'élaboration et l'adoption de facteurs de compensation obligatoires, sur la base de données scientifiques, ont permis d'objectiver l'approche colombienne de la compensation, conduisant à une plus grande sécurité juridique.

2. Au Pérou, une méthode d'équivalence par écarts de milieux

En 2014, le Pérou adopte ses lignes directrices relatives à la compensation écologique⁷⁵. En 2016 est élaboré un guide général pour le plan de compensation écologique⁷⁶ (« Guide général »), lequel définit des critères de sélection des indicateurs pour la compensation écologique. Il prévoit en outre que des guides complémentaires seront adoptés avec des propositions d'indicateurs par type d'écosystème. Quatre guides complémentaires ont d'ores et déjà été adoptés⁷⁷. Ces documents ont, comme en Colombie, tous été adoptés par résolutions ministérielles. Pour les écosystèmes ne faisant pas encore

⁷² IDEAM, « Presentación del Mapa de Ecosistemas Continentales, Costeros y Marinos de Colombia, escala 1:100.000, actualización 2017 », Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, 2017.

Le champ d'application du manuel de compensation colombien porte sur « les compensations de la composante biotique (faune, flore, couverture végétale et contexte paysager) des écosystèmes naturels terrestres continentaux et de la végétation secondaire, et ne couvre donc pas les compensations de l'environnement abiotique ou socio-économique ». Manuel de compensation de 2018, préc.

⁷³ Ce croisement a conduit à l'identification de 399 unités d'analyse.

L'IDEAM définit le biome, tel qu'utilisé pour l'élaboration de la carte nationale des écosystèmes, comme une « zone homogène en termes biophysiques, située à l'intérieur d'un zonobiome, d'un orobiome ou d'un pédobiome, chacun d'entre eux englobant un ensemble d'écosystèmes plus spécifiques ; on peut également dire que les biomes sont : de grands environnements uniformes de la géobiosphère » <http://www.ideam.gov.co/web/atencion-y-participacion-ciudadana/glosario#B>

Les unités biotiques développées (par l'Institut Alexander von Humboldt) dans la carte nationale des écosystèmes sont, quant à elles, « des structures environnementales, relativement homogènes en termes de climat, de géomorphopédologie et de groupement d'espèces de faune et de flore. Ils ont été construits à partir de l'interprétation des biomes et des plus de 4 800 BioModèles disponibles en 2017. Les BioModèles représentent la zone de distribution probable des espèces naturelles, sur la base des données de présence des organismes, à l'aide d'algorithmes qui définissent leur possibilité d'apparition en fonction des conditions environnementales ». ANH et IAvH, « Producto 1.1. Informe con los resultados de la caracterización de las áreas de estudio a partir de información secundaria y base de datos geográfica con la información compilada », Convenio interadministrativo n° 500 de 2020 (20-117 IAvH), Agencia Nacional de Hidrocarburos et Instituto Alexander von Humboldt, 2020, 72 p.

⁷⁴ Manuel de compensation colombien, préc.

⁷⁵ Lignes directrices péruviennes, préc.

⁷⁶ Ministerio del Ambiente (MINAM), « Guía General para el Plan de Compensación Ambiental », adopté par résolution ministérielle n° 066-2016-MINAM, 11 mars 2016.

⁷⁷ Les guides adoptés concernent les écosystèmes suivants : écosystèmes des hautes Andes (2016) ; écosystèmes de forêts sèches (2019) ; zones humides d'altitude –*bofedales*– (2019) ; écosystèmes de yunga (2019).

l'objet d'un guide complémentaire, « d'autres méthodes valables peuvent être appliquées » dans le respect des critères définis dans le Guide général et les lignes directrices⁷⁸. Le premier guide complémentaire, adopté en 2016 pour les écosystèmes des hautes Andes, indique toutefois que la méthode de calcul des pertes et des gains de biodiversité qu'il établit peut être utilisée comme référence pour d'autres écosystèmes terrestres⁷⁹.

L'approche adoptée par le Pérou pour déterminer l'équivalence écologique se base sur une méthode par écart de milieux. Il s'agit de déterminer la valeur écologique (VE) du site (impacté / compensatoire), c'est-à-dire l'état de conservation de l'écosystème, en estimant les pertes et les gains par rapport aux données d'un site de référence définies dans les guides complémentaires. Le calcul de la VE se fonde sur un système de qualification basé sur trois attributs fondamentaux, déclinés ensuite en indicateurs (précisés dans les guides) : (i) la floristique du site (reflétant la contribution des différents groupes fonctionnels), (ii) la stabilité du sol (capacité à éviter la perte de nutriments et à maintenir la fonction hydrologique) et (iii) l'intégrité biotique (capacité de la zone à maintenir les processus écologiques clés). La VE est calculée pour le site impacté (avant / après impact) et pour le site compensatoire (avant / après mesures de compensation), donnant lieu à une notation de l'état du site sur une échelle de 0 à 10 (0 = très mauvais ; 10 = très bon). Est ensuite calculée la VE totale (VET) pour le site d'impact et le site compensatoire⁸⁰, les deux VET devant être égale pour que le principe d'équivalence écologique soit respecté.

Si l'état initial de l'EIE doit inclure des informations sur la faune et la flore, le Guide général et les guides complémentaires relatifs à la compensation n'incluent pas d'attributs et d'indicateurs relatifs à la faune. Cependant, la possibilité est laissée au porteur de projet (et à son bureau d'études) d'inclure de tels attributs et indicateurs dans la formule de calcul des pertes et gains de biodiversité, sous réserve de leur validation par l'autorité environnementale⁸¹.

Dans cette présentation, nous avons abordé l'évaluation environnementale à travers ses tentatives d'objectivation, en mettant en regard le cadre français avec les cadres colombien et péruvien. Si les trois pays ont en commun l'objectif d'éviter les conflits d'intérêts, nous avons toutefois montré que la structure et le rôle de l'AE en Colombie et au Pérou différaient de ceux de l'AE à la française. En effet, dans ces pays, l'autorité environnementale est également l'autorité compétente pour autoriser les projets. Par ailleurs, la Colombie et le Pérou ont fait le choix d'une séparation structurelle et/ou organique, selon l'AE concernée, afin de garantir l'indépendance sectorielle de l'autorité. Quant aux approches de dimensionnement de la compensation écologique, et plus particulièrement les méthodes d'équivalence, si la France a opté pour la flexibilité dans les méthodes pouvant être utilisées, les approches sont plus réglementées en dans les deux autres pays. Ainsi, en France, les principes régissant la compensation sont fixés par la réglementation, mais la(les) méthode(s) d'équivalence sont définies de manière *ad hoc*, lors de l'évaluation de chaque projet. En Colombie, la réglementation impose une méthode par ratio minimal, fondée sur les données scientifiques disponibles. Quant au Pérou, la méthode d'équivalence par écart de milieux a été retenue par la réglementation, avec l'adoption de guides par types d'écosystèmes incluant la méthodologie, ainsi que les données des sites de référence. Toutefois, la législation et les outils en matière de compensation étant relativement récents, il convient d'attendre les retours d'expérience avant de pouvoir de juger de l'efficacité des choix opérés en Colombie et au Pérou.

⁷⁸ MINAM, Guide général, préc.

⁷⁹ MINAM, « Guía complementaria para la compensación ambiental : Ecosistemas Altoandinos », adopté par résolution ministérielle n° 183-2016-MINAM, 19 juillet 2016.

⁸⁰ Pour le site d'impact, la $VET_{imp} = \Delta VE \text{ perdue} \times \text{surface impactée}$.

Pour le site compensatoire, la $VET_{comp} = \Delta VE \text{ gagnée} \times \text{surface à compenser}$

⁸¹ MINAM, Guide général, préc.

III.2 Article publié dans *Environmental Science & Policy*

The place of spatialized ecological information in defining and implementing biodiversity offsets policies. A comparative study of Colombia and France.

Authors: Katherine Salès, Nathalie Frascaria-Lacoste, Pascal Marty

ABSTRACT

The objective of the research is to analyze whether the elaboration and implementation of biodiversity offsetting policies depend on the quality of spatialized ecological data. We compared the availability and use of such data in Colombia and France, at various stages of the process: (i) anticipation (policy elaboration), (ii) planning, and (iii) monitoring and control. We show that spatialized ecological data are used to implement offsetting policies (France), but may also be a tool to develop such policies, in particular through the elaboration of predetermined ratios based on available scientific data (Colombia). We also show, based on geographical, ecological and legal aspects of the data, that the geographical characteristics of a country and its legal framework are an important determinant of the efficiency of offsets. Where the offset ratio is high, the feasibility of the offsetting will likely depend on whether preservation, and not only restoration, measures are allowed, but also on space finiteness and availability. There is also a necessity to balance the need for legal certainty that predetermined ratios provide with policy effectiveness in terms of no net loss of biodiversity. We emphasize the need for a regularly updated public portal that centralizes environmental data. Further, we note that an important caveat is to ensure that the guidance purpose of offsetting-related land-use planning instruments is not diverted and used to replace fieldwork. We also show that the legal requirement of 'ecosystem' (Colombia) vs 'ecological' (France) equivalence has practical consequences.

KEYWORDS

Mitigation hierarchy, Biodiversity offsets, Policy, Spatialized data, Monitoring, Implementation

1. Introduction

The main drivers of biodiversity loss are well-known and documented: changes in land use (e.g., agricultural expansion, urbanization, infrastructure expansion); direct exploitation of organisms (e.g., logging, harvesting, over-fishing); climate change; air, water and soil pollution; and invasive alien species (IPBES, 2019; Tilman et al., 2017). Among these, the primary driver is land-use change, which results in the degradation, loss and fragmentation of habitats, causing a worldwide decline of biodiversity (Haddad *et al.*, 2015; Joppa et al., 2016; Newbold et al., 2015), with the caveat that the effects of habitat fragmentation on biodiversity can nevertheless be delayed (Haddad et al., 2015; Semper-Pascual et al., 2021).

An approach that aims at tackling land use change-related biodiversity loss is through the adoption of biodiversity offsetting (BO) policies. The principle of 'no net loss' (NNL), which is linked to the application of the 'mitigation hierarchy', usually underlies such policies (Bull and Strange, 2018). The mitigation hierarchy is devised as a hierarchical sequence of actions designed to prevent the net loss of biodiversity: avoid its impact, minimize it if it cannot be avoided, restore/rehabilitate the impacted area, and, as a last resort, offset significant residual losses (Bull and Strange, 2018; Gardner et al., 2013). Its application is widespread and promoted by various international institutions (BBOP, 2009; IUCN, 2016; OECD, 2016; The World Bank, 2017).

The design and implementation of biodiversity offsets (BO) raises, however, a number of theoretical and practical concerns, such as choice of metrics and demonstrating equivalence between losses and gains (Bull et al., 2013; Calvet et al., 2015; Gardner et al., 2013; Maron et al., 2016). Ethical

issues are also raised (Maron et al., 2016), notably: offsets often fail to measure the multiple values that people assign to and associate with biodiversity, and viewing biodiversity as a tradeable commodity may lead to people having a lesser sense of obligation to protect it (Ives and Bekessy, 2015; Moreno-Mateos et al., 2015). Biodiversity offsetting presents potential social impacts, particularly in low-income countries, where local people depend on natural resources (Griffiths et al., 2019; Sonter et al., 2018). Offsetting can lead to the displacement of local people and negatively affect their livelihood or living area, in particular in the Global South (Tupala et al., 2022).

Academic research on offsets is now extensive (Calvet et al., 2015; Gonçalves et al., 2015). BO has also spurred the interest of policymakers, businesses and conservationists (Bull and Strange, 2018; Calvet et al., 2015; Lindenmayer et al., 2017; May et al., 2017; zu Ermgassen et al., 2019). Over 100 countries have already adopted or are currently developing such policies, where offsets may be a regulatory requirement (notably as part of the Environmental Impact Assessment –EIA– process) or may be used on a voluntary basis (GIBOP, 2019). Certain countries accept financial-based BO (see e.g., Pascoe et al., 2019). Some States are considered pioneers (e.g., USA, Australia) (CDC Biodiversité, 2016). Others adopted the mitigation hierarchy decades ago (e.g., France in 1976) but introduced the principle of>NNL only recently (Dupont and Lucas, 2017; Quétier et al., 2014). In Latin America, some countries, such as Colombia and Peru, have formalized their offsetting policies in the last decade (Alonso et al., 2020). The majority (about 77%) of countries with offsetting policies do not, however, strictly require that the offsetting takes place in relation to the mitigation hierarchy (GIBOP, 2019).

A prerequisite for BO is to accurately quantify the biodiversity losses caused by development projects (Bull and Strange, 2018). The application of the mitigation hierarchy thus requires the ecological characterization of the territory under consideration. Although interoperability of databases can still be improved (Edwards et al., 2000), the geospatial revolution (Dangermond, 2011) renders data on biodiversity increasingly available. Remote sensing and geographic information system –GIS– technologies help to survey and monitor biodiversity (Geller et al., 2017; Laihonon et al., 2003; Turner et al., 2003). In turn, spatialized ecological information provides a resource for the implementation of offsetting policies. However, the manner in which such information is used in the framework of BO may vary from one country to another, confronting different approaches. Too often, it is assumed that highly precise and detailed information and data are needed to implement (good) offsetting, which may then lead to requiring always more precise integrated data (König et al., 2019). Improving information systems, however, is costly and can delay the implementation of a reference framework necessary for policy implementation. Furthermore, stakeholders need to be able to appropriate information systems in order to make an efficient use of them. Finally, the implementation of BO calls for a good articulation between existing, available information and the needs defined by legislation. This is notably the case in megadiverse countries where it is not always possible to obtain, manage and disseminate highly detailed data. This could support the view that rather than aiming at the highest ecological accuracy in the data, the focus should be on a good connection between ecological information and the implementation of legislation.

The objective of this paper is thus to analyze whether the elaboration and implementation of BO policies depend on the quality of spatialized ecological data, through a comparison of the availability and use of such data in Colombia and France, at every stage of the process (anticipation, planning, and monitoring/control).

The choice of study countries was based on various elements. First, the countries must have similar legislation to enable a comparison of the subtleties of the relevant legislation and its implementation. Second, there must be sufficient feedback on the implementation of BO policies to allow for an empirical analysis. We chose Colombia and France as they met the above criteria, with parallel trajectories since the early 2010s.

2. Methods, Data, Sources

2.1. Methods

We used a mixed method for our research. For both Colombia and France, we carried out an extensive literature review of primary legal sources, secondary sources, and expert and academic literature. This review was complemented by expert interviews in Colombia, whereas a case study of a specific project was undertaken for France. The reason for these differing methods lies with feasibility considerations. Although studying a specific project was possible in France, it was much more difficult in Colombia, especially in terms of access to the pertinent information. Nevertheless, both approaches, albeit different, allowed us to gather input on the use of spatialized ecological information in relation to our research question.

For Colombia, a total of 12 individuals with relevant experience in BO were interviewed between December 2021 and February 2022. The interviews aimed at understanding better the applicable legislation, its implementation by the various stakeholders involved, as well as the data available to them. The interviewees were identified based on the literature review and/or recommendations. An interview guidance document was sent to them ahead of the exchange. The interviewees pertained to the following categories: environmental authority, non-governmental organization (NGO), consulting firm, academia, scientific public institution, industry association. In order to comply with personal data protection regulations, their names and entities are kept confidential.

For France, we carried out, from June 2021 to May 2022, a case study of a linear infrastructure in the Allier department (center France), consisting in the conversion of an 88-kilometer stretch of the existing *Route Centre Europe Atlantique* (RCEA) into a highway (A79). Through this case study, we were able to follow and analyze the offsetting process in the framework of environmental licensing. The analysis enabled us to review the spatialized ecological data used.

We evaluated and compared how spatialized ecological data were used in Colombia and France in the framework of the elaboration and implementation of BO policies. We covered the three main phases of the process: anticipation, planning, and monitoring.

2.2. General framework for biodiversity offsetting in study countries

2.2.1. Colombia

In Colombia, the principle of BO first appeared in 1993, although the principles and rules governing it were first adopted in 2012.

Sources of biogeographical information. Colombia set up the Colombian Environmental Information System (SIAC), which regroups the Environmental Information System (SIA) and the Information System for Environmental Planning and Management (SIPGA) (Uribe Bustamante, 2007). The SIAC centralizes environmental information supplied by Colombia's Environmental Research Institutes, as well as Special Administrative Units, the National Parks System and the National Environmental Licensing Authority (ANLA) (IAvH and TNC, 2019a). The Biodiversity Information System (SIB) is a subsystem of the SIAC. The initiative emerged in 1994 as part of the process of creating the National Environmental System (SINA), and is developed and fed by the Alexander von Humboldt Biological Resources Research Institute (IAvH) (Colombia, 1994).

In addition, two free private GIS-supported tools were developed by international NGOs with the support of the government. Tremarctos-Colombia, an early warning tool that conducts a preliminary evaluation of the possible impact of a project on the environment, has been available since 2013 (IAvH and TNC, 2019a; Rodríguez-Mahecha et al., 2015). The Mapping of Alternatives for Equivalents (MaFE) is an open-source software tool that spatially identifies fragments of the same type of affected ecosystem where BO could be implemented (Colombia, MADS et al., 2012; IAvH and TNC, 2019a). Both tools are expressly mentioned in the BO manual (hereafter 'Manual' or 'BO Manual') adopted in 2012 (Colombia, MADS, 2012a).

Priority areas for BO. Following the adoption of the first BO Manual, certain Autonomous Regional Corporations (CARs), which are regional environmental authorities, developed portfolios of areas prioritized for BO. Some of the portfolios took the form of APICs (*Áreas Prioritarias para Inversión 1% y Compensación*), which are priority areas for BO promoted by ANLA and certain CARs (ANLA, 2017a, 2017b). Other CARs, to which the Manual did not apply prior to 2018, voluntarily adopted the principles set out in the Manual and developed portfolios of offsetting priority areas (Buitrago et al., 2019; CRA and PROMAC GIZ, 2015).

2.2.2 France

In France, the legal obligation for offsetting was first established in 1976. It was not until the late 2000s, however, that this obligation was really implemented in practice, with further development following the adoption of the Biodiversity Act in 2016 (France, 2016).

Sources of biogeographical information. The Biodiversity Act provided for the creation of the Biodiversity Information System (SIB), covering mainland and overseas France, with the objective to federate all available data on biodiversity from 31 public policies and make it freely accessible and reusable (Nature France, 2021). Other State information systems include the Water Information System and the Marine Information System (Nature France, 2021).

The Biodiversity Act introduced provisions according to which project owners must contribute to the National Inventory of Natural Heritage (INPN), a service of the SIB. The INPN covers both mainland France and its overseas territories. France has developed a national biodiversity search engine, OpenObs, which allows anyone to view and download species observation data (non-sensitive public data) available in the INPN (UMS PatriNat, n.d.).

Priority areas for BO. In 2021, France adopted a law on combating climate change and strengthening resilience to its effects (Climate and Resilience Act) (France, 2021). This Act provides that BO is to be implemented, as a matter of priority, within the 'preferential renaturation areas' identified in land-planning documents at inter-municipal and municipal level. These new provisions entered into force in December 2022, following the adoption of the required decree (France, 2022).

3. Results

3.1. General legal frameworks in Colombia and France

In Colombia, the obligation to offset biodiversity losses is governed by four distinct sets of regulations, as shown in Table 1. Colombia adopted the mitigation hierarchy and hence the principle of BO in 1993 through Law 99 (Colombia, 1993), later reaffirmed in Decree 1076 of 2015 (Colombia, 2015). The legislation refers to 'environmental effects and impacts', without any distinction based on biodiversity components (e.g., terrestrial, freshwater, marine ecosystems). It was not until 2012 and the adoption of the first BO Manual, however, that the principles and rules governing BO were established, but not for all biodiversity components. The Manual was updated in 2018 to broaden its scope and add the principle of additionality. The 2012 Manual applied only to environmental licensing that fell under the jurisdiction of ANLA. The updated version now covers projects (i) falling under the jurisdiction of ANLA and regional environmental authorities, in particular CARs, and (ii) regulated under various environmental permitting procedures (Colombia, MADS, 2018a, 2018b). The Manual applies, however, only to biodiversity loss in continental terrestrial natural ecosystems and secondary vegetation. It does not cover abiotic and socioeconomic aspects. The BO Manual also established predetermined BO factors (or ratios), to be applied to the baseline of the EIA conducted as part of the licensing process (Colombia, MADS, 2012a, 2018a).

Table 1: Comparative table of the legal frameworks on biodiversity offsetting in Colombia and France

	COLOMBIA	FRANCE
Main legal texts / regulations	<p>Law 99 of 1993 which organizes the Environmental National System (SINA, <i>Sistema Nacional Ambiental</i>) (Colombia, 1993)</p> <p>Decree 1076 of 2015 (as amended) of the environment and sustainable development sector (Colombia, 2015)</p> <p>⇒ The mitigation hierarchy applies to 'environmental effects and impacts' of projects (no distinction based on biodiversity components)</p> <p>4 sets of regulations requiring biodiversity offsetting (Colombia, 2015; Colombia, MADS, 2022):</p> <ul style="list-style-type: none"> - Environmental licensing (<i>licencia ambiental</i>) - Subtraction of forest reserve areas (<i>sustracción de áreas de reservas forestales</i>) - Single harvesting of natural forests (<i>aprovechamiento forestal único de bosques naturales</i>) - Exploitation of endangered species (<i>aprovechamiento de especies amenazadas</i>) 	<p>Law no.76-629 on nature protection (1976) – provisions incorporated into the Environmental Code</p> <p>Law no.2016-1087 for the reconquest of biodiversity, nature and landscapes (Biodiversity Act) (2016) (France, 2016) – provisions incorporated into the Environmental Code</p> <p>Environmental Code, article L.110-1 II 2°: it refers to 'damage to biodiversity', and offsetting must take into account 'the species, natural habitats and ecological functions affected'</p> <p>Environmental Code, articles L.163-1 and onwards (first created by the Biodiversity Act)</p> <p>Regulations on environmental impact assessments, urban planning documents, Natura 2000 impact assessment, water law, protected species derogation, etc.</p>
Guidance documents	<p>Biodiversity offsetting Manual (2012) – <i>Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad</i> (Colombia, MADS, 2012)</p> <p>Updated Biodiversity offsetting Manual (2018) – <i>Manual de Compensaciones del Componente Biótico</i> (Colombia, MADS, 2018)</p> <p>⇒ National list of predetermined biodiversity offsets factors (ratios) for terrestrial natural ecosystems = Appendix 2 of the 2018 Manual</p> <p>Proposal for a manual for marine biodiversity offsetting (INVEMAR) (Vides et al., 2014)</p>	<p>Mitigation hierarchy (ERC) doctrine (MEDDE, 2012)</p> <p>National ERC guidelines (CGDD, 2013)</p> <p>Guide to define ERC measures (CGDD, 2018)</p> <p>Guide for a standardized approach to the dimensioning of biodiversity offsets (Andreadakis et al., 2021)</p> <p>National method for assessing wetland functions (Gayet et al., 2016a, 2016b)</p> <p>Guide on methods for designing offsets for watercourses (CGDD et al., 2018)</p> <p>Methodological guide for the definition of ERC measures for the marine environment (Alligand et al., 2023)</p> <p>Water Development and Management Master Plans (SDAGE, <i>Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux</i>)</p> <p>Note: there can be guides specific to certain regions, such as the Guide on ERC measures in French Guiana (DGTM Guyane, 2020)</p>
Principles applying to biodiversity offsetting	<p>Mitigation hierarchy</p> <p>No net loss (NNL)</p> <p>Additionality</p> <p>Ecosystem equivalence</p>	<p>Mitigation hierarchy</p> <p>No net loss, and even net gain</p> <p>Additionality (implicitly recognized through the NNL objective (Dupont and Lucas, 2017))</p> <p>Proximity (functional and geographical)</p>

	COLOMBIA	FRANCE
	Preservation and/or restoration measures, potentially accompanied by sustainable use measures	Ecological equivalence Restoration measures (restoration, remediation, rehabilitation) Obligation of results
By whom are biodiversity offsets implemented?	Project holder (directly) Operator (e.g., trusteeships, environmental funds, habitat banking, peace forests) (Colombia, MADS, 2018, 2017; Sarmiento et al., 2018)	Project holder (directly) Operator Acquisition of offsetting units in a natural offsetting site (SNC, <i>Site Naturel de Compensation</i>) (Cantuarias-Villessuzanne, 2018; Dutoit et al., 2015) (Environmental Code, articles L.163-1 II and L.163-3)

In France, the offsetting obligation was first established in 1976, with the adoption of the law on nature protection. This act introduced EIA for certain projects and required the application of the mitigation hierarchy (Combe, 2017; Longeot and Dantec, 2017). Only in the late 2000s, however, did this obligation start being implemented in practice (Semal and Guillet, 2017). The obligation appears in numerous other regulations (see Table 1). The Environment Ministry developed guidance documents on the mitigation hierarchy (ERC, *Éviter-Réduire-Compenser*, in France), as shown in Table 1. Through the Biodiversity Act, France clarified the principles that apply to BO. The legislation applies differently to France's overseas territories, which do not all have the same constitutional status. French laws and regulations apply to overseas departments/regions (DROM: French Guiana, Guadeloupe, La Réunion, Martinique and Mayotte), pursuant to article 73 of the French Constitution (France, n.d.). All BO legislative and regulatory requirements are therefore automatically applicable to DROMs. By contrast, overseas collectivities (COM: French Polynesia, Saint-Barthelemy, Saint-Martin, Saint-Pierre-et-Miquelon, and Wallis and Futuna) have their own statutory laws, as per article 74 of the French Constitution (France, n.d.). Depending on the COM, the French Environmental Code (FrEC) will be applied either totally, partially or not at all (Stahl, 2013). Finally, specific provisions are applicable to New Caledonia, the French Southern and Antarctic Lands and Clipperton Island (France, n.d.).

Colombia and France apply similar principles to BO (see Table 1). However, whereas France requires 'ecological equivalence', Colombia refers to 'ecosystem equivalence'. In addition, France also established an 'obligation of results' through the Biodiversity Act. Further, France only accepts restoration measures as BO measures, whereas in Colombia they may take the form of preservation and/or restoration measures, both being considered aspects of conservation.

3.2. *Anticipation of biodiversity offsetting needs at public policy level*

Biogeographical information and predetermined offset ratios. When developing its BO policy, Colombia relied on scientific information available in the country to elaborate mandatory guidance documents. It was reported that the ecosystem was considered the most relevant unit, because ecosystems had been mapped for the country. Conversely, habitats had not been defined, and information on fauna and/or flora was lacking for parts of the national territory. Colombia elaborated mandatory BO factors, included in the 2012 Manual, using the National Ecosystems Map, which was then at a scale of 1:500,000. The Manual was later revised to take into account the new National Ecosystems Map, at a scale of 1:100,000 (Colombia, MADS, 2012a, 2018a; IDEAM, 2017). Four criteria were used to calculate BO factors: (1) representativeness in the protected areas national system; (2) rarity, based on replicability and uniqueness in terms of species composition; (3) remanence (surface that remains under natural conditions); and (4) annual conversion (rate of cover loss) (Colombia, MADS, 2012a, 2018a).

In France, the legislation established the mandatory principles attached to BO. Scientific information is taken into account at the implementation stage, but there are no binding guidance documents, in particular documents related to offset ratios, with the exception of Water Development and Management Master Plans (SDAGE), which include mandatory ratios of 1:1 or 1:2 in relation to rivers and wetlands (see e.g., Agence de l'eau Loire-Bretagne and DREAL de bassin Loire-Bretagne, 2015). The rationale behind these ratios is not, however, explicit.

Legal certainty. Legal certainty conveys the idea that the law must be sufficiently certain, i.e., clear and precise with foreseeable legal implications, 'to provide those subject to legal norms with the means to regulate their own conduct and to protect against the arbitrary exercise of public power' (Fenwick and Wrbka, 2016). According to the case law of the Court of Justice of the European Union, the principle of legal certainty requires 'that rules of law be clear, precise and predictable as regards their effects', and the application of the rules of law must 'be foreseeable by those subject to them' (van Meerbeeck, 2016).

In Colombia, the mandatory BO factors led to greater legal certainty through clear rules, thus avoiding the criteria for BO being left to the discretion of the evaluator or the person designing the offsetting plan. The 2012 Manual applied only to ANLA projects. Consequently, certain CARs developed their own BO factors (CRA, 2017). However, with the broadening of the scope of the Manual in 2018, these regional factors were superseded by the national ones. In France, in the absence of general mandatory offsetting ratios, there is no legal certainty as to the extent of the offsetting that will be required for any given project. There are no homogenized ratios: they are jointly determined between the petitioner, consulting firm and evaluator, on the basis of the proposals in the licensing application (Eco-Med, n.d.).

The issue of legal certainty can also be assessed in terms of the effectiveness of BO. The French legislation provides a clear obligation of results, which entails that, should BO fail to meet their objectives, project holders will have to implement corrective measures to ensure the required results are reached. In Colombia, it is not clear from the 2018 Manual when offsetting is considered complete. It only provides that BO must be sustainable over time, and that the BO plan must include a monitoring and compliance plan (Colombia, MADS, 2018a).

Freshwater and marine BO. There is an information gap on marine and freshwater ecosystems in Colombia. The Manual only applies to continental terrestrial ecosystems with the exception of some freshwater ecosystems (e.g., floodplains), for which BO factors exist. There are no such ratios for rivers (Colombia, MADS, 2018a). The National Ecosystems Map includes information on marine ecosystems with the caveat that mapped marine ecosystems are close to the coastline and represent only 0.5% of Colombia's marine area (IDEAM, 2017). The Manual nonetheless requires the application of an offset factor of 10 (e.g., if 10 hectares of an ecosystem are impacted by a project, offsetting measures will have to cover 100 hectares) in case of impacts on certain ecosystems (e.g., mangroves, seagrasses, coral reefs), until specific regulations are adopted (Colombia, MADS, 2018a). Although the Institute of Marine and Coastal Research (INVEMAR) developed a proposal for a manual for marine BO (Vides et al., 2014), it has not been adopted through an administrative act and is therefore not binding.

In France, a national method for assessing wetland functions was elaborated (Gayet et al., 2016a, 2016b), as well as a guide on methods for designing offsets for watercourses (CGDD et al., 2018). The issue of marine BO was the subject of an official report (Avezard et al., 2017), which emphasized the lack of knowledge on the marine environment for a reliable assessment of the impacts of maritime activities. A guide on the implementation of the mitigation hierarchy for the marine environment was adopted recently (Alligand et al., 2023).

3.3. *Planning of biodiversity offsets*

Sources of mapped information for the elaboration of the EIA. In Colombia, the obligation to offset damage caused to biodiversity is applicable, whether or not a BO factor has been established

for the impacted ecosystem. Table 2 provides an overview of the public and private sources of mapped information that may be used by project holders when elaborating the EIA.

Table 2: Sources of mapped information and scale of relevant instruments when planning biodiversity offsets, in Colombia and France

	COLOMBIA	FRANCE
Sources of mapped information for the elaboration of Environmental Impact Assessments (non-exhaustive)	<p>Colombian Environmental Information System (SIAC, Sistema de Información Ambiental de Colombia) (public platform) http://www.siac.gov.co/</p> <ul style="list-style-type: none"> - Most complete and extensive official data; regularly updated by authorities - Possibility to generate official online reports (intersection of the foreseen project area with certain geographic information layers) through the SIAC portal. The reports can then be used in the environmental licensing process http://www.ideam.gov.co/web/siac/consultas-en-linea - Geoviewer, continuously updated http://sig.anla.gov.co:8083/ <p><u>Private tools:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Tremarctos-Colombia 3.0 http://200.32.81.75/repo-tremarctos-integrado/ - Mapping of Alternatives for Equivalentents (MaFE – Mapeo de Formulas Equivalentes) software - BioModelos http://biomodelos.humboldt.org.co/: allows users to consult and download geographic information on the distribution of species in the country - BioTablero http://biotablero.humboldt.org.co/: module being developed to provide an analysis of available biodiversity information from the SIAC and research conducted at IAvH. It provides the user with information on equivalent ecosystems, the number of hectares to be offset, available areas for offsetting and the type of offset measures (preservation, restoration, sustainable use), thus allowing the user to build an initial portfolio. (Corzo et al., 2018; IAvH and TNC, 2019) 	<p>National Inventory of Natural Heritage (INPN, Inventaire National du Patrimoine Naturel) portal</p> <ul style="list-style-type: none"> - Provides maps and geographical information as downloadable GIS layers (mainland and overseas France) https://inpn.mnhn.fr/telechargement/cartes-et-information-geographique <p>Geoportal of the National Geographic Institute (IGN, Institut géographique national) (mainland and overseas France) https://www.geoportail.gouv.fr/</p> <ul style="list-style-type: none"> - Data from the CORINE Land Cover – CLC– database (available up to 2018), a biophysical classification and inventory of land cover produced within the framework of Copernicus, the European Earth observation program. The change layer has a spatial resolution allowing the detection of changes on unit of 5 ha or more https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover CLC covers mainland France and the overseas departments/regions (DROM: French Guiana, Guadeloupe, La Réunion, Martinique, Mayotte). However, in French Guiana, only the coastal strip is covered - Data on protected areas - Etc. <p>CARMEN (CARtographie du Ministère de l'Environnement) https://carmen.naturefrance.fr/</p> <ul style="list-style-type: none"> - Data producers can share their data in the maps catalog
Scale of relevant documents for devising biodiversity offsetting plans	<p><u>National Restoration Plan</u>: 1:100,000 (Colombia, MADS, 2015)</p> <p><u>Offset factors map</u>: 1:100,000 (Colombia, MADS, 2018)</p> <p><u>Regional portfolios for offsetting priority areas</u>: 1:25,000 to 1:10,000, depending on the regional environmental authority</p> <p><u>EIA / Offsetting plans</u>: 1:1,000 to 1:10,000, depending on the source documents (Colombia, MADS, 2018, 2012; CRA and PROMAC GIZ, 2017)</p>	<p>Maps and geographical information available on <u>INPN portal</u>: 1:10,000 to 1:100,000</p> <p><u>Regional land-use planning instruments</u>: summary map at a scale of 1:150,000 (General Code of Local Authorities, article R. 4251-3)</p> <p><u>Territorial Coherence Plans (SCoT, Schéma de Cohérence Territoriale)</u> – inter-municipal level: 1:25,000 to 1:50,000</p>

	<p>For instance, in its guidelines on biodiversity offsetting, the Corporación Autónoma Regional del Atlántico (CRA), an environmental competent authority, specifies the cartographic scale depending on the size of the project intervention area (CRA and PROMAC GIZ, 2017):</p> <ul style="list-style-type: none"> - Between 0,1 and 5 ha: 1:1,000 - Between 5 and 50 ha: 1:5,000 - Above 50 ha: 1:10,000 <p>The 2012 Manual on biodiversity offsetting required that cartographic information contained in the offsetting plan (whether for conservation or restauration actions) be at a minimum scale of 1:10,000 (Colombia, MADS, 2012)</p> <p>The 2018 Manual does not specify a scale, but provides that the information must be at the most detailed scale possible</p>	<p><u>Local Urban Zoning Plan (PLU, <i>Plan Local d'Urbanisme</i>): 1:5,000</u>, with possibilities of finer scales for certain sectors (Centre de Ressources TVB, n.d.)</p> <ul style="list-style-type: none"> - <u>EIA / Offsetting plans</u>: no specification of cartographic scale in the French Environmental Code -> depends on each project. e.g., 1:5,000 for linear infrastructures
--	---	---

When elaborating the EIA, an environmental consultant reported that the SIAC was the primarily used platform. Certain information may nevertheless have limitations. For instance, the National Restoration Plan, expressly mentioned in the Manual, uses cartography prior to 2013 (Colombia, MADS, 2015). Since then, however, deforestation has been strong (IDEAM, 2021; Luque, 2021) with the result that many prioritized forests no longer exist and, consequently, some identified connectivity areas are no longer relevant. Further, three interviewees (from an NGO and from different environmental authorities) reported that Tremarctos and MaFE are not used so much now as they are not the most up-to-date as well as including non-official data. Moreover, MaFE focused on preservation and did not value restoration. Other private tools have since been developed by IAvH, such as BioModelos (IAvH and TNC, 2019a) (see Table 2).

In France, mapped information relevant to the EIA may be found on various portals, as shown in Table 2. A large number of typological reference systems exists, such as CORINE Land Cover –CLC– (Copernicus Programme, n.d.). Given these various typologies, France developed HABREF, the national habitats repository: it contains the correspondences between typologies and information on the presence status of each unit in the French territories (MNHN, n.d.). France also has a national taxonomic repository, TAXREF (MNHN, n.d.). In 2011, France launched the CARHAB project, whose objective is to map, by 2025, the country's natural and semi-natural terrestrial habitats (mainland and overseas territories), at a scale of 1:25,000 (MNHN, n.d.).

The situation in France is to be compared with Colombia, where an academic indicated that there are various ecosystems classifications, but none of them recognized as the official one (see also Castro Fernandez, 2013). Either one of them can thus be used as part of the EIA. This can lead to difficulties in the licensing process, as there are no guidelines on correspondences between the different classifications.

Devising BO in the licensing process. The Colombian legislation requires the petitioner to include a BO plan as part of the environmental license application (Colombia, 2015; Colombia, MADS, 2018a). Previously, the petitioner had up to one year after applying for an environmental license to submit the BO plan (Colombia, MADS, 2012b). However, one interviewee reported that offsetting plans included in the application were not necessarily very detailed and/or of good quality (e.g., no field investigations, use of recycled information), notably because of the additional costs that would be incurred before the license is granted, leading to a lack of knowledge of the proposed offsetting area.

The cartographic scale of instruments relevant to devising BO varies. The offsetting plans must be at a fine scale, which varies depending on the source document (as indicated in Table 2), ranging from 1:1,000 to 1:10,000 (e.g., CRA and PROMAC GIZ, 2017). However, where the 2012 Manual

required georeferenced maps at a minimum cartographic scale of 1:10,000 (Colombia, MADS, 2012a), the 2018 version provides that information in the BO plan must be ‘at the most detailed scale possible’ (Colombia, MADS, 2018a). Consequently, several interviewees indicated that the offset factors map included in the Manual should only be used as a reference point, and not as a map of equivalent ecosystems, given its coarse scale. This is important as some ecosystems (e.g., dry forest) are not reflected on the map. Similarly, project owners reportedly look for equivalence within the regional portfolios, despite regional offsetting guidelines providing a step-by-step approach (e.g., scaling down, fieldwork) (CRA and PROMAC GIZ, 2017). Furthermore, regional portfolios were said to be static and not necessarily representative of the reality of the territory, hence the necessity to use them only as guidelines. Fieldwork is therefore paramount when defining ecosystems and related offsets to assess their feasibility (see e.g., Vargas Tovar and González Peña, 2020). IAvH, with the support of other institutions, published guidance and recommendations in the form of a decision tree and via BioTablero (see Table 2), in order to determine what the most adequate offsetting measures would be (Corzo et al., 2018; IAvH and TNC, 2019a).

The French Environmental Code lists the mandatory content of the EIA (article R.122-5) but does not specify the cartographic scale of the environmental baseline. Before submitting a license application, the project owner can request from the competent authority an opinion on the scope and degree of detail of the information to be provided (FrEC, article L.122-1-2), including map scales (CGDD, 2013). In addition, according to a 1993 circular, the baseline ‘must be based on field investigations and on-site measurements, and not solely on documentary and bibliographic data’ (CGDD, 2013). Fieldwork (inventories) is therefore carried out. In the RCEA case study, sources of information for the EIA included (i) official platforms, such as the INPN (see Table 2), (ii) documents and bibliographies available on the territory (region and department concerned) and (iii) field investigations. The environmental permit granted by the competent authority includes, as annexes, cartographic representations at a scale of 1:5,000 (not. natural habitats and protected species, environmental concerns) or 1:25,000 for wetlands.

According to ERC guidelines, offset measures must be defined ‘at the relevant territorial scale’ (CGDD, 2013). In addition, the legal feasibility of the offsetting’s implementation must be demonstrated: the offsetting sites must have been secured prior to the granting of the permit (CGDD, 2013). The EIA for RCEA (A79) provided eligibility forms (*fiches d’éligibilité*) for potential offsetting sites. The environmental permit granted included a map, at a scale of 1:10,000, with the localization of offsetting sites, as well as fiches describing each site with the contemplated offsetting measures and expected gains.

In case of an incomplete or insufficiently detailed EIA, the environmental permit could be challenged before the administrative court on the basis of the inadequacy of the impact study. Such challenges are not uncommon. As stated in the national ERC guidelines, ‘an unsatisfactory baseline is likely to qualify the entire application file as insufficient’ (CGDD, 2013). An analysis of case law showed that implementation of offset measures supposes control over the offsetting site; the mere identification of the location of the measures is not sufficient. Environmental permits have been invalidated on this basis (Lucas, 2018).

BO and land-use planning. The Colombian Manual provides that land-use planning instruments should be taken into account when identifying offsetting sites (Colombia, MADS, 2018a), with the objective to identify opportunities in the territory with which the offsetting process may be articulated (Vargas Tovar and González Peña, 2020). However, in the case of regional portfolios, their use to identify offsetting sites led to the design of multiple isolated offsets (Saenz et al., 2020). Such isolated offsets did not contribute significantly to improving ecological connectivity, let alone preserving a particular ecosystem or contributing to meeting regional conservation goals (Saenz et al., 2020). Some CARs, therefore, decided to develop regional offsetting programs in their respective jurisdictions. The objective is to pool BO, so they are implemented in an orderly and organized manner on sites prioritized by the environmental authority, provided the offsetting requirements are met at the level of each project. The CAR del Atlántico (CRA) adopted BolsaVerde Atlántico in 2020 (CRA, 2020; Saenz et al., 2020),

and its initiative was followed by CORNARE, through its BancO2 program (BancO2, n.d.). Permit holders may voluntarily comply with their offsetting obligations by adhering to the grouped offsetting plan (CRA, 2020; Saenz et al., 2020).

In France, EIAs must take into account existing land-use planning documents. Such documents exist at national, regional, inter-municipal, and municipal levels. France created the Green and Blue Infrastructure (TVB, *Trame Verte et Bleue*), an ecological network of terrestrial and aquatic ecological continuities (France, 2010, 2009). A framework document was drawn up at the national level (MTES, 2019). The TVB must then be defined in land-use planning instruments at the regional level and refined at the local level (FrEC, article L.371-3), which entails a scaling down, as shown in Table 2. Following the adoption of the Climate and Resilience Act, inter-municipal and municipal instruments must now identify 'preferential renaturation areas', where BO must be implemented as a matter of priority (FrEC, article L.163-1).

3.4. *Monitoring and Control*

Monitoring of offsets. The Colombian Manual provides that the BO plan must include a monitoring plan 'based on the effectiveness, efficiency and impact of the offsetting program' (Colombia, MADS, 2018a). It was reported, however, that in offsetting plans, there is usually a lack of monitoring programs and indicators to measure the effectiveness of proposed actions. Proposed indicators may be typical compliance indicators (e.g., x trees planted), but there fails to be indicators to determine whether the connectivity or condition of the ecosystem is being improved. Various initiatives address this issue. First, IAvH, together with The Nature Conservancy (TNC), has been developing SEMCA (see Table 3), a system to evaluate (through indicators) the loss or gain of biodiversity (Corzo et al., 2018; IAvH and TNC, 2019a, 2019b). Second, the regional offset programs elaborated by certain CARs aim to strengthen BO monitoring (monitoring by an operator and control of compliance by the CAR) (see e.g., Saenz et al., 2020). Third, voluntary biodiversity monitoring standards in oil blocks have been developed in the hydrocarbon sector (IAvH, n.d.).

Under French law, there is an 'obligation of results' attached to BO, which must be effective throughout the duration of the damage (FrEC, article L.163-1). In the case of a linear infrastructure such as a highway, the duration of the damage would then be the lifetime (potentially indefinite) of the road. In practice, it is common to see the environmental permit requiring the offsetting to last, e.g., for the duration of the concession. The baseline study requires the development of indicators to assess ecological losses and gains where BO are to be implemented (Andreadakis et al., 2021; CGDD, 2013). The Biodiversity Act does not, however, provide much of a framework for the obligation to monitor offset measures. The monitoring methods must be specified in the environmental permit (FrEC, article L.122-1-1). The monitoring program must include implementation and results indicators for each measure, against which the fulfillment of the obligation of results will be assessed (CGDD, 2018, 2013; MEDDE, 2012). Each indicator is constructed on a case-by-case basis, based on the proposals of the project owner and possibly supplemented by the competent authority (CGDD, 2013).

Controlling compliance. Colombian environmental authorities that granted the environmental license are in charge of ensuring that the project complies with its terms and applicable environmental regulations (Colombia, 2015). Table 3 lists the various tools at their disposal for checking compliance. The controls and oversight are notably based on the Environmental Compliance Reports (ICAs) submitted by license holders (Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, 2005, 2002). The competent authority would then, if deemed appropriate, visit the offsetting site in order to verify the information (Suárez Castaño, 2019).

One reported challenge relates to strengthening remote sensing and geospatial information in order to have more input, such as mapped areas with high-resolution (multitemporal) images that can be used to assess compliance. Since 2020, ANLA conducts Spatial Documentation Monitoring (SDE, *Seguimiento Documental Espacial*) to establish progress (ANLA, 2021; Suárez Castaño, 2019). The claim of SDE is to verify, in a preliminary manner, a project's environmental compliance status, based

on documentary and spatial information presented in the ICA, as well as information on file with ANLA and available official information (ANLA, 2021). If the ICA complies with the criteria for its establishment, SDE is conducted by ANLA and, if there are no inconsistencies, controls will only take the form of a documentary review (Suárez Castaño, 2019). Prior to the use of SDE, ANLA was able to verify compliance for about 40% of projects under its jurisdiction, whereas a 100% follow-up is now projected (Suárez Castaño, 2019).

Table 3 presents various tools for compliance-checking in France. The competent authority controls compliance notably on the basis of the monitoring reports submitted by project owners. When a monitoring body is set up, it may make any observation or recommendation in order to ensure the effective implementation of ERC measures (FrEC, article R.125-37).

Project owners must contribute to the INPN. They must enter the raw biodiversity data they have acquired during impact studies, as well as during preliminary assessment or impact monitoring studies (FrEC, article L.411-1-A I) (DREAL PACA, 2020). Information from the national geographic information system, GéoMCE, is accessible to the public. The expected benefits of GéoMCE are, among others: to avoid the superimposition of several identical offset measures on the same site or avoid offsetting sites being subject to new developments; and improve implementation of the measures, as well as their control and monitoring (DRIEAT Île-de-France, 2020; Ego, 2020). Prior to GéoMCE, some regional services had elaborated their own cartographic tool to follow-up offset measures (Cerema, 2016; DREAL Normandie, 2016).

Table 3: Monitoring and control of biodiversity offsets in Colombia and France: tools for monitoring biodiversity offsets and controlling compliance

	COLOMBIA	FRANCE
Monitoring of biodiversity offsets	<p>Monitoring plan to be included in the biodiversity offsetting plan</p> <p>SEMCA (Sistema de Evaluación y Monitoreo de las Compensaciones Ambientales)</p> <ul style="list-style-type: none"> - System for evaluating and monitoring environmental offsets at various scales (project, regional, national) in order to enable informed decision-making - Focus on terrestrial ecosystems - Operation through automatic capture of monitoring data fed in geodatabases by companies subject to offset regulations - Thus far, information on offsets only from ANLA, the national environmental authority - Proposes and calculates 14 indicators, related to species composition, ecosystem structure/landscape context, and functions => to evaluate the loss or gain of biodiversity, as an approach to the principle of no net loss <p>(Corzo et al., 2018; IAvH and TNC, 2019)</p>	<p>Methods for monitoring offsetting measures specified in the environmental permit, on the basis of the proposal in the environmental impact assessment.</p> <p>The monitoring program included in the EIA must include implementation indicators (effectiveness) and results indicators (efficiency).</p>
Tools for compliance-checking	Registration of approved offsetting sites in the REAA (Registro de Ecosistemas y Áreas Ambientales) –	Monitoring reports submitted by project owners to the competent authority – periodicity determined in the

	<p>part of the SIAC geoviewer (Colombia, MADS, 2018)</p> <p>Environmental Compliance Reports (ICA, Informe de Cumplimiento Ambiental) submitted by license holders to the competent environmental authority (Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, 2005, 2002)</p> <ul style="list-style-type: none"> - On a quarterly, semi-annual or annual basis for licenses granted by ANLA, depending on what the administrative act provides (Colombia, MADS, 2019) <p>Periodical reporting of environmental compliance by license holders through the Single Environmental Register (RUA, Registro Único Ambiental)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Environmental authorities carry out their environmental compliance assessment using the RUA - The information contained in the RUA need not be incorporated in the ICA <p>Manual for Environmental Oversight of Projects (Manual de Seguimiento Ambiental de Proyectos) issued by the MADS (Colombia, 2015; Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, 2002)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Environmental authorities must apply the compliance criteria defined in this manual <p>Spatial Documentation Monitoring (SDE, Seguimiento Documental Espacial) (ANLA)</p>	<p>license (French Environmental Code, article R.122-3).</p> <p>These reports must cover both the implementation of the ERC measures and their effects on the environment (i.e., their results) (French Environmental Code, article R.122-13).</p> <p>Ad-hoc monitoring bodies for linear infrastructure projects (French Environmental Code, articles L.125-8)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Composition: public administrations concerned, economic players, representatives of chambers of agriculture, local authorities, environmental protection associations and, where appropriate, representatives of consumers and users, as well as environmental protection experts - The costs of any study or expertise mission that such a body would require fall on the operator of the infrastructure (French Environmental Code, articles L.125-8 and R.125-39). <p>GéoMCE is the national geographic information system (French Environmental Code, article L.163-5). It includes cartographic data relating to offsets submitted to administrative authorities by project owners</p> <ul style="list-style-type: none"> - Access to GéoMCE is reserved to evaluation and control services - Information from GéoMCE is accessible to the public through the IGN geoportal
--	---	---

4. Discussion

Quantifying biodiversity losses is a prerequisite for BO, especially in the framework of>NNL policies (Bull and Strange, 2018). Spatialized ecological information thus plays an important role. However, the comprehensiveness of said information differs, notably –but not only– in the case of megadiverse countries. It raises the question of whether highly accurate and detailed information is needed for robust BO policies, or whether a more pragmatic approach is preferable, based on the extent of the available and validated information confronted with the requirements set out in the regulations. Through a comparative analysis of BO policies in Colombia and France, we analyzed the role of spatialized ecological data in such policies, touching upon geographical, ecological and legal aspects.

If ecological and conservation outcomes are the objectives of the mitigation hierarchy and>NNL, they stem from political circles rather than a scientific discipline (Bigard et al., 2020; Calvet et al., 2015). Our research shows, however, that scientific data play a role in the elaboration of BO policies and not only in their implementation. In Colombia, spatialized ecological data are used when elaborating mandatory requirements for BO. Conversely, the approach adopted in France entails that spatialized ecological information is used only on a case-by-case basis for purposes of implementing BO regulations. We illustrate this point hereafter.

4.1. *Predetermined offset ratios*

Ratios are multipliers that constitute a way of dealing with uncertainty in relation to the outcomes of BO (Gonçalves et al., 2015; Maron et al., 2012; Moilanen et al., 2009; Quétier and Lavorel, 2011). However, as noted by Maron et al. (2012), there is not always clear justification for their value. Colombia has established mandatory predetermined ratios at the national level, based on available scientific knowledge. In France, the only mandatory ratios are those imposed in water management instruments. However, these range from 1:1 to 1:2 and do not appear to have any scientific basis. There is no shortage of scientific literature demonstrating the often lack of success of BO, in particular restoration offsets (Lindenmayer et al., 2017; Maron et al., 2012; May et al., 2017; Moilanen and Kotiaho, 2018), a ratio of 1:1 being unlikely to deliver an outcome close to NNL (Moilanen and Kotiaho, 2018). Consequently, a ratio of 1:1 for certain restoration offsets in France does not reflect uncertainty in the outcome and, therefore, BO appears unlikely to be fully effective. On the other hand, applying a very high ratio (e.g., 1:10) would be difficult for several reasons. First, France does not authorize preservation measures as BO. Yet, a project owner is more likely to meet an offset ratio of 1:10 with preservation rather than restoration measures. Second, it is necessary to take into account space finiteness, which encompasses the idea that the reduction of natural surfaces reduces the possibilities of BO (Bezombes and Regnery, 2020; Ollivier et al., 2020). Colombia has twice the surface area of France, but its population density is less than half that of France (DANE, 2019; Insee, 2022a, 2022b). The issue of space finiteness may not therefore be apprehended in the same way in both countries.

Furthermore, it can be considered that ratios defined at the project level will be more in line with the reality of the territory and enable to go beyond mere surface ratios (Truchon et al., 2020).

4.2. *Balancing legal certainty with policy effectiveness*

Legal certainty. The principle of legal certainty requires clear rules. We show that predetermined BO ratios are a source of legal certainty, by allowing project owners to anticipate the extent of the offsetting that would be required and by eliminating the discretionary appreciation of the evaluator in the licensing process. Moreover, where there are knowledge gaps, such as for marine ecosystems, the imposition of a high ratio (1:10 in Colombia for coral reefs, seagrasses, etc.) may be viewed as an application of the precautionary principle. Legal certainty is, however, not limited to predetermined offset ratios. It may also be argued that the French obligation of results regarding BO outcomes also contribute to legal certainty: project holders will have to take corrective measures if the obligation is not met. By contrast, the Colombian legislation does not clearly establish when the offsetting is considered complete. There is nevertheless a necessity to balance the need for legal certainty with that of policy effectiveness, in particular in terms of contribution to NNL.

Policy effectiveness. Failure of offsetting can be a result of inappropriate design of the BO, but may also result from failure in implementation (Moilanen and Kotiaho, 2018). Our research highlights various issues to be taken into account.

Mapping. Mapped information may be too static and not necessarily up-to-date (e.g., Tremarctos-Colombia and MaFE), emphasizing the need for a public portal which centralizes environmental data and information and is regularly updated, such as the SIAC in Colombia. Mapping is nonetheless essential to keep memory and track BO, and thus avoid projects being later developed on BO sites. Mapping is also an important tool in integrating landscape ecology in relation to BO. There is a growing number of studies that illustrate the need for a strategic approach to avoidance and BO, through more strategic planning at the landscape level (Bigard et al., 2020). Landscape-level conservation planning was thus used to create conservation portfolios in Colombia, which are meant to help guide the application of the mitigation hierarchy (Saenz et al., 2013a, 2013b). We found that an important problem arises when the guidance purpose of conservation portfolios and other mapped information is diverted. Such portfolios and information are used to identify equivalent areas, without fieldwork being performed.

Isolated offsets. Another issue is that BO may result in isolated offsets (Gelot and Bigard, 2021; Saenz et al., 2020), lacking coherence from a conservation perspective. Certain CARs in Colombia have therefore developed regional offset programs as an offset-pooling mechanism tailored to the needs of the territory. The benefits of pooling and anticipating BO, by integrating landscape connectivity into the mitigation hierarchy, has recently been demonstrated (Bergès et al., 2020; Tarabon et al., 2021). In France, many authors consider that offset measures call for an articulation with land-use planning instruments and integration with the TVB (Bigard and Leroy, 2020; Dupont, 2017; Longeot and Dantec, 2017; Lucas, 2017). It is too early to assess the impacts and effects of the regional offset programs in Colombia, and the new legislative provisions in France for the implementation of BO in renaturation areas identified in land-planning instruments. However, there is reason to be hopeful that they would contribute to rendering BO more effective, by integrating landscape strategic planning.

Quality of offsetting plans. Further, we have found that, in Colombia, BO plans in licensing applications are not necessarily of good quality (a more detailed plan is elaborated after the license is granted). Our results suggest that this may lead to a lack of robustness of the proposed BO as their feasibility (land tenure, current land use, etc.) is not assessed. The license is hence granted before sufficient information is available on whether the proposed BO could be effectively –and efficiently– implemented. Much more detail is required in permit applications in France, in terms of proposed BO measures, monitoring and control (e.g., the environmental permit granted in the RCEA case study includes detailed information on the secured BO sites). Litigation before French courts is likely to play a key role in ensuring that EIAs are extensive and detailed.

4.3. *Ecological vs ecosystem equivalence: consequences on monitoring and compliance*

In Colombia, the need to reinforce monitoring is an important issue. In addition to regional offset programs, this has led to the development of web applications such as SEMCA, which proposes a set of indicators that relate to species composition, ecosystem structure and function. They appear in coherence with the ‘ecosystem equivalence’ requirement adopted in Colombia. Conversely, indicators used in France tend to reflect the focus on species and habitats, as part of the ‘ecological equivalence’ requirement (Bezombes et al., 2018). Many scientific articles address ecological equivalence and related metrics (Boileau et al., 2022; Carreras Gamarra et al., 2018; Quétier and Lavorel, 2011). Our research nevertheless suggests that the legal distinction between ecosystem equivalence and ecological equivalence may have consequences in terms of the metrics used.

Additionally, our research suggests increasing reliance on remote sensing, which may nevertheless be impacted by whether the objective is ecosystem equivalence (Colombia) or ecological equivalence (France). The integration of remote sensing for assessing ecological equivalence has been recently analyzed (Boileau et al., 2022). An identified limitation is the replacement of fieldwork with remote analysis, while a positive aspect is the possibility to consider the entire landscape (Boileau et al., 2022). Although Boileau et al. (2022) indicate that remote sensing is not yet used in offsetting practice, we show that it is used in Colombia. The SDE mechanism established by ANLA is used to assess compliance with environmental permits, enabling ANLA to significantly increase the percentage of projects for which compliance may be effectively assessed. This mechanism appears coherent with the ecosystem approach adopted in Colombia. Remote sensing is indeed the basis of most land cover maps, in particular to generate maps of terrestrial ecosystems (Geller et al., 2017). According to Alleaume et al. (2013), finer resolution does not necessarily yield more accurate results. However, remote sensing, through an SDE-like mechanism, could not be the only tool used in France to assess compliance, as the main focus of BO is not on the ecosystem, but on fauna and flora (notably threatened species and their habitats). Fieldwork, potentially combined with remote sensing, is still indispensable, especially in the light of the French ‘obligation of results’. Remote sensing to map where some species live is generally possible only for large organisms or populations of small organisms (Geller et al., 2017). Indirect remote sensing of biodiversity is a possibility (e.g., estimating potential species by crossing information about habitat requirements with maps of land cover) (Turner et al., 2003). However, it would

not be sufficient to ensure compliance with the obligation of results, where the presence of fauna and/or flora species concerned by BO measures must be established with certainty.

4.4. *International perspective*

Offsetting schemes are country-dependent, the local context and regulatory requirements playing an important role (Carreras Gamarra et al., 2018; McKenney and Kiesecker, 2010). However, the approaches that some countries adopt can feed into the development of policies in other countries. Our findings could therefore be useful for studies about other countries.

Examples of countries that could be worth exploring, out of the +100 to have adopted BO policies (GIBOP, 2019), include Peru and South Africa. In Peru, ecological data was used to develop mandatory equivalence assessment methods per type of ecosystems (e.g., high Andean ecosystems, *bofedales*). Biodiversity losses and gains are assessed against benchmark values defined in the guidance document, based on existing spatialized ecological data (Peru, MINAM, 2016). In South Africa, a draft National Biodiversity Offset Guideline was published in 2022 (Center for Environmental Rights, 2022; South Africa, 2021), which focuses on ecosystems as the primary unit to devise offset requirements. One of the objectives of BO is to 'contribute to the expansion of South Africa's protected area network', with a focus on identified biodiversity areas (identified as such in a spatial biodiversity plan) (South Africa, 2021). The draft guideline provides a standard method to size BO, based on the calculation of an ecosystem-based offset ratio (the highest possible ratio is 1:30) (South Africa, 2021).

5. **Conclusion**

BO is directly linked to the objective of NNL. It requires to have the most accurate information possible at the finest spatial and temporal resolution. This information must, however, be adapted to the requirements established by national regulations. The way in which spatialized ecological information is used in the framework of BO national policies may vary, and it is possible to question the level of detail and precision needed to implement adequate offset measures. We compared offsetting policies in Colombia and France, and analyzed the availability and use of such information for the elaboration and implementation of such policies.

We have shown that the use of spatialized ecological data is not limited to the implementation of BO policies (France) but may also be used to develop such policies (Colombia). A case in point is the elaboration of mandatory predetermined BO ratios, which are based on the available scientific data in Colombia, but do not appear to have any scientific ground for those adopted in water management instruments in France. However, although a ratio of 1:1 is unlikely to contribute to NNL, where the multiplier is very high the feasibility of the offsetting will likely depend on whether preservation, and not only restoration, measures are allowed, but also on space finiteness.

There is nevertheless a necessity to balance the need for legal certainty with that of policy effectiveness, in particular in terms of contribution to NNL. Mapped information is essential, But regular updates are necessary to ensure the latest official information is available to users, through notably a public portal that centralizes environmental data. Further, where land-use planning instruments have been elaborated specifically for BO at the landscape level, an important caveat is to ensure that the guidance purpose of these documents is not diverted and used to replace fieldwork where field investigations are paramount.

Our study has also shown that, although the licensing application must include offsetting plans, these are not very detailed in Colombia, whereas a high degree of precision is required in France. In the first case, it suggests that the feasibility of BO is not thoroughly assessed, NNL appearing to be a distant objective. In the second case, the level of detail may be a result of recent case law where permits have been annulled because of a lack of sufficient information in the EIAs.

Finally, we have shown that the geographical characteristics and legal framework of a country are an important determinant in how BO are elaborated and implemented. Nonetheless, differing conceptions could feed into one another. For instance, the Colombian approach could be appropriate in

French Guiana, as their geographical particularities (and ecosystems) have more similarities than French Guiana with mainland France. Further, although the scientific literature tends to refer only to 'ecological equivalence' in relation to offsetting, national legislations may adopt different stands. In this regard, we consider that future research could explore the practical consequences of the distinction between 'ecosystem equivalence', adopted in Colombia, and 'ecological equivalence' required under French law. Such distinction appears to have possible impacts on the set of indicators used to monitor BO, as well as the methods to assess compliance (e.g., remote sensing).

Given over 100 countries have adopted BO policies, our findings could be useful for studies about other countries. How countries other than Colombia use spatialized ecological data for BO policies would deserve to be explored further. We mention Peru and South Africa as examples.

Appendix: Supplementary material

Appendix A. Interview guidelines for expert interviews in Colombia

References

- Alleaume, S., Corbane, C., Deshayes, M., 2013. Capacités et limites de la télédétection pour cartographier les habitats naturels. Rapport réalisé dans le cadre du projet CARHAB. Irstea.
- Alligand, G., Bigard, C., Crépin, L., Khallouki, D., Legendre, T., Tressol, A., MTECT, 2023. Définition des mesures « éviter, réduire, compenser » relatives au milieu marin, Guide méthodologique. Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires.
- Alonso, V., Ayala, M., Chamas, P., 2020. Compensaciones por pérdida de biodiversidad y su aplicación en la minería: los casos de la Argentina, Bolivia (Estado Plurinacional de), Chile, Colombia y el Perú, Serie Medio Ambiente y Desarrollo. Naciones Unidas, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), Santiago de Chile.
- Andreadakis, A., Bigard, C., Delille, N., Sarrazin, F., Schwab, T., 2021. Approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique. Guide de mise en oeuvre. Ministère de la Transition Ecologique. Commissariat général au développement durable, Paris.
- ANLA, 2021. Manual Elaboración de Seguimiento Documental Espacial.
- ANLA, 2017a. Áreas Prioritarias para Inversión 1% y Compensación (APIC). Compensaciones Ambientales Inversión forzosa de no menos del 1%.
- ANLA, 2017b. Áreas Prioritarias para Inversión de no menos del 1% y Compensaciones (APIC) en jurisdicción de Corporinoquía.
- Avezard, C., Marendet, F., Vindimian, E., 2017. Mise en œuvre de la séquence "éviter-réduire-compenser" en mer (No. 010966-01). Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD), Ministère de la Transition écologique et solidaire, Paris.
- BancO2, n.d. ¿Qué hacemos en BancO2? [WWW Document]. URL <https://banco2.com/que-hacemos-en-banco2/> (accessed 4.17.22).
- BBOP, 2009. Business, biodiversity offsets and BBOP: an overview. Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), Forest Trends, Washington, D.C.
- Bergès, L., Avon, C., Bezombes, L., Clauzel, C., Dufлот, R., Foltête, J.-C., Gaucherand, S., Girardet, X., Spiegelberger, T., 2020. Environmental mitigation hierarchy and biodiversity offsets revisited through habitat connectivity modelling. *Journal of Environmental Management* 256, 109950. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109950>

- Bezombes, L., Gaucherand, S., Spiegelberger, T., Gouraud, V., Kerbiriou, C., 2018. A set of organized indicators to conciliate scientific knowledge, offset policies requirements and operational constraints in the context of biodiversity offsets. *Ecological Indicators* 93, 1244–1252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.027>
- Bezombes, L., Regnery, B., 2020. Séquence Éviter-Réduire-Compenser : des enjeux écologiques aux considérations pratiques pour atteindre l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité. *Sciences Eaux Territoires Numéro 31*, 4–9. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.1.02>
- Bigard, C., Leroy, M., 2020. Appréhender la séquence Éviter-Réduire-Compenser dès la planification de l'aménagement : du changement d'échelle à sa mise en œuvre dans les territoires. *Sciences Eaux Territoires Numéro 31*, 12–17.
- Bigard, C., Thiriet, P., Pioch, S., Thompson, J.D., 2020. Strategic landscape-scale planning to improve mitigation hierarchy implementation: An empirical case study in Mediterranean France. *Land Use Policy* 90, 104286. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104286>
- Boileau, J., Calvet, C., Pioch, S., Moulherat, S., 2022. Ecological equivalence assessment: The potential of genetic tools, remote sensing and metapopulation models to better apply the mitigation hierarchy. *Journal of Environmental Management* 305, 114415. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114415>
- Buitrago, L., Forero, G., Ríos, C., Salazar, F., Rodríguez, P., Cabrera Leal, M., Gamboa, J., 2019. Portafolio de áreas priorizadas para la implementación de compensaciones en Chocó. Guía práctica en la jurisdicción de Codechocó, WCS – WWF-Minambiente-Codechocó. ed. WCS Colombia, Cali - Colombia.
- Bull, J., Suttle, B., Gordon, A., Singh, N., Milner-Gulland, E., 2013. Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx* 47, 369–380. <https://doi.org/10.1017/S003060531200172X>
- Bull, J.W., Strange, N., 2018. The global extent of biodiversity offset implementation under no net loss policies. *Nat Sustain* 1, 790–798. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0176-z>
- Calvet, C., Ollivier, G., Napoléone, C., 2015. Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review. *Biological Conservation* 192, 492–503. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.036>
- Carreras Gamarra, M.J., Lassoie, J.P., Milder, J., 2018. Accounting for no net loss: A critical assessment of biodiversity offsetting metrics and methods. *Journal of Environmental Management* 220, 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.008>
- Castro Fernandez, M.F., 2013. Clasificaciones de los Ecosistemas Colombianos.
- CDC Biodiversité, 2016. La compensation écologique à travers le monde : source d'inspiration ?, Les Cahiers de Biodiv'2050: Comprendre. CDC Biodiversité, Mission Économie de la Biodiversité.
- Center for Environmental Rights, 2022. Draft National Biodiversity Offset Guideline published: Deadline for comment extended to 26 May 2022 [WWW Document]. Centre for Environmental Rights. URL <https://cer.org.za/virtual-library/whats-new/draft-national-biodiversity-offset-guideline-published-for-comment-before-24-april-2022> (accessed 2.28.23).
- Cerema, 2016. Outils de suivi des mesures compensatoires.
- CGDD, 2018. Évaluation environnementale. Guide d'aide à la définition des mesures éviter, réduire, compenser (ERC), Théma Balises. Commissariat général au développement durable, Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire.
- CGDD, 2013. Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels. - Temis - Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer,

- Références. Commissariat général au développement durable, Direction de l'eau et de la biodiversité, Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, Paris.
- CGDD, Cerema, AFB, 2018. Compensation écologique des cours d'eau. Exemples de méthodes de dimensionnement, Théma Balises. Commissariat général au développement durable, Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire.
- Colombia, 2015. Decreto Único Reglamentario 1076 del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible (versión integrada con sus modificaciones).
- Colombia, 1994. Decreto 1603 de 1994 por el cual se organizan y establecen los Institutos de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt", el Instituto Amazónico de Investigaciones "SINCHI" y el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico "John von Neumann.
- Colombia, 1993. Ley 99 de 1993, Ley General Ambiental de Colombia.
- Colombia, MADS, 2018a. Manual de Compensaciones del Componente Biótico. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá, Colombia.
- Colombia, MADS, 2018b. Resolución 256 de 2018 por la cual se adopta la actualización del Manual de Compensaciones Ambientales del Componente Biótico y se toman otras determinaciones.
- Colombia, MADS, 2015. Plan Nacional de Restauración Ecológica, Rehabilitación y Recuperación de Áreas Degradadas. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá, D.C.: Colombia.
- Colombia, MADS, 2012a. Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Bogotá, D.C.: Colombia.
- Colombia, MADS, 2012b. Resolución 1517 de 2012 por la cual se adopta el Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad.
- Colombia, MADS, ANLA, The Nature Conservancy, 2012. Manual del usuario para la herramienta MAFE v2.0 - Mapeo de Fórmulas Equivalentes.
- Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, 2005. Resolución 1552 de 2005 por la cual se adoptan los manuales para evaluación de estudios ambientales y de seguimiento ambiental de proyectos y se toman otras determinaciones.
- Colombia, Ministerio del Medio Ambiente, 2002. Manual de seguimiento ambiental de proyectos: criterios y procedimientos. Ministerio del Medio Ambiente, Subdirección de Licencias Ambientales, Bogotá, Colombia.
- Combe, M., 2017. Le régime juridique de l'obligation de compensation écologique. Energie - Environnement - Infrastructures 6, 13–16.
- Copernicus Programme, n.d. CORINE Land Cover [WWW Document]. URL <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover> (accessed 5.23.22).
- Corzo, G., Rojas, S., Silva, L.M., Moncaleano, A., Londoño, M., Vieira Muñoz, M.I., Buitrago, L., Hincapié, J.E., Castillo, L.S., 2018. Biodiversidad 2018. Ficha 403. Herramientas para la implementación de las compensaciones por pérdida de la biodiversidad.
- CRA, 2020. Resolución 408 de 2020 por la cual se adopta el Programa Regional BolsaVerde Atlántico como uno de los mecanismos para la implementación agrupada de medidas de compensación ambiental e inversión forzosa de no menos del 1% para los trámites ambientales de competencia de la Corporación Autónoma del Atlántico Regional del Atlántico.

- CRA, 2017. Resolución No. 660 de 2017 por medio de la cual se adopta el procedimiento para establecer las medidas de compensación por pérdida de biodiversidad para los tramites ambientales de competencia de la CRA.
- CRA, PROMAC GIZ, 2017. Guía para implementar acciones de compensación en el Atlántico. Corporación Autónoma Regional del Atlántico, Barranquilla, Atlántico. Colombia.
- CRA, PROMAC GIZ, 2015. Portafolio de áreas prioritarias para la conservación de biodiversidad: Una herramienta para la asignación de compensaciones en el Atlántico - Folleto Informativo. Corporación Autónoma Regional del Atlántico, Barranquilla, Atlántico. Colombia.
- DANE, 2019. Comunicado de prensa. Censo nacional de población y vivienda (CNPV) 2018 [WWW Document]. DANE, Departamento Administrativo Nacional de Estadística. URL <https://www.dane.gov.co/files/censo2018/informacion-tecnica/cnpv-2018-comunicado-3ra-entrega.pdf> (accessed 2.22.22).
- Dangermond, J., 2011. Geographic Knowledge: Our New Infrastructure. ArcNews.
- DREAL Normandie, 2016. Un Registre cartographique de la Compensation Environnementale en Normandie [WWW Document]. URL <http://www.normandie.developpement-durable.gouv.fr/un-registre-cartographique-de-la-compensation-a817.html> (accessed 2.16.22).
- DREAL PACA, 2020. Prendre en compte la biodiversité de la conception de projet à l'exploitation. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Provence-Alpes-Côte d'Azur.
- DRIEAT Île-de-France, 2020. Description de la séquence ERC et outil GéoMCE [WWW Document]. URL <http://www.driea.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr/description-de-la-sequence-erc-et-outil-geomce-a4279.html> (accessed 2.16.22).
- Dupont, L., 2017. Compensation écologique et trame verte et bleue : une combinaison à explorer pour la biodiversité. *Revue juridique de l'environnement* Volume 42, 649–658.
- Dupont, V., Lucas, M., 2017. La loi pour la reconquête de la biodiversité : vers un renforcement du régime juridique de la compensation écologique ? *Cahiers Droit, Sciences & Technologies* 143–165. <https://doi.org/10.4000/cdst.548>
- Eco-Med, n.d. Proposition d'une méthode de calcul du ratio de compensation.
- Edwards, J.L., Lane, M.A., Nielsen, E.S., 2000. Interoperability of Biodiversity Databases: Biodiversity Information on Every Desktop. *Science* 289, 2312–2314. <https://doi.org/10.1126/science.289.5488.2312>
- Ego, M., 2020. GéoMCE. Gestion et géolocalisation des mesures compensatoires environnementales.
- Fenwick, M., Wrzka, S., 2016. The Shifting Meaning of Legal Certainty, in: Fenwick, M., Wrzka, S. (Eds.), *Legal Certainty in a Contemporary Context*. Springer Singapore, Singapore, pp. 1–6. https://doi.org/10.1007/978-981-10-0114-7_1
- France, 2022. Décret n° 2022-1673 du 27 décembre 2022 portant diverses dispositions relatives à l'évaluation environnementale des actions ou opérations d'aménagement et aux mesures de compensation des incidences des projets sur l'environnement - Légifrance, JORF.
- France, 2021. Loi n°2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets.
- France, 2016. Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages.

- France, 2010. Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (1).
- France, 2009. Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (1).
- Gardner, T.A., Von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Pilgrim, J.D., Savy, C.E., Stephens, R.T.T., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G., Ten Kate, K., 2013. Biodiversity Offsets and the Challenge of Achieving No Net Loss. *Conservation Biology* 27, 1254–1264. <https://doi.org/10.1111/cobi.12118>
- Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteker, P., Clément, J.-C., Gaillard, J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinot, C., Quétier, F., Touroult, J., Barnaud, G., 2016a. Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides - Version 1.0. Fondements théoriques, scientifiques et techniques (No. SPN 2016 - 91). ONEMA, MNHN.
- Gayet, G., Baptist, F., Baraille, L., Caessteker, P., Clément, J.-C., Gaillard, J., Gaucherand, S., Isselin-Nondedeu, F., Poinot, C., Quétier, F., Touroult, J., Barnaud, G., 2016b. Guide de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides, Guides et protocoles. ONEMA, MNHN.
- Geller, G.N., Halpin, P.N., Helmuth, B., Hestir, E.L., Skidmore, A., Abrams, M.J., Aguirre, N., Blair, M., Botha, E., Colloff, M., Dawson, T., Franklin, J., Horning, N., James, C., Magnusson, W., Santos, M.J., Schill, S.R., Williams, K., 2017. Remote Sensing for Biodiversity, in: Walters, M., Scholes, R.J. (Eds.), *The GEO Handbook on Biodiversity Observation Networks*. Springer International Publishing, Cham, pp. 187–210. https://doi.org/10.1007/978-3-319-27288-7_8
- Gelot, S., Bigard, C., 2021. Challenges to developing mitigation hierarchy policy: findings from a nationwide database analysis in France. *Biological Conservation* 263, 109343. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109343>
- GIBOP, 2019. Global Inventory of Biodiversity Offset Policies (GIBOP). International Union for Conservation of Nature, The Biodiversity Consultancy, Durrell Institute of Conservation & Ecology [WWW Document]. URL <https://portals.iucn.org/offsetpolicy/> (accessed 1.25.22).
- Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A.M.V.D.M., Pereira, H.M., 2015. Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Open Issue 14, 61–67. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.008>
- Griffiths, V.F., Bull, J.W., Baker, J., Milner-Gulland, E. j., 2019. No net loss for people and biodiversity. *Conservation Biology* 33, 76–87. <https://doi.org/10.1111/cobi.13184>
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci Adv* 1, e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- IAvH, n.d. Estos son los resultados del acuerdo “Biodiversidad y Desarrollo por el Putumayo” [WWW Document]. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. URL <http://www.humboldt.org.co/en/noticias-2/current-events/item/1310-estos-son-los-resultados-del-acuerdo-biodiversidad-y-desarrollo-por-el-putumayo> (accessed 2.15.22).
- IAvH, TNC, 2019a. Sistema de evaluación y monitoreo a la efectividad de las compensaciones ambientales en Colombia - SEMCA. Componente biótico (Informe final No. Convenio NASCA 00032/2018). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, The Nature Conservancy, Bogotá, Colombia.
- IAvH, TNC, 2019b. Monitoreo de la Biodiversidad y de las Compensaciones Ambientales.

- IDEAM, 2021. Resultados del monitoreo deforestación: 1. Año 2020. 2. Primer Trimestre Año 2021.
- IDEAM, 2017. Presentación del Mapa de Ecosistemas Continentales, Costeros y Marinos de Colombia, escala 1:100.000, actualización 2017.
- Insee, 2022a. Comparateur de territoire – France [WWW Document]. Institut national de la statistique et des études économiques. URL <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=FRANCE-1> (accessed 2.22.22).
- Insee, 2022b. Comparateur de territoire – France métropolitaine [WWW Document]. Institut national de la statistique et des études économiques. URL <https://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=METRO-1> (accessed 5.23.22).
- IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn, Germany.
- IUCN, 2016. Biodiversity Offsets, Issues Brief. International Union for Conservation of Nature.
- Ives, C., Bekessy, S., 2015. The ethics of offsetting nature. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13, 568–573. <https://doi.org/10.1890/150021>
- Joppa, L.N., O'Connor, B., Visconti, P., Smith, C., Geldmann, J., Hoffmann, M., Watson, J.E.M., Butchart, S.H.M., Virah-Sawmy, M., Halpern, B.S., Ahmed, S.E., Balmford, A., Sutherland, W.J., Harfoot, M., Hilton-Taylor, C., Foden, W., Minin, E.D., Pagad, S., Genovesi, P., Hutton, J., Burgess, N.D., 2016. Filling in biodiversity threat gaps. *Science* 352, 416–418. <https://doi.org/10.1126/science.aaf3565>
- König, C., Weigelt, P., Schrader, J., Taylor, A., Kattge, J., Kreft, H., 2019. Biodiversity data integration—the significance of data resolution and domain. *PLOS Biology* 17, e3000183. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000183>
- Laihonen, P., Rönkä, M., Tolvanen, H., Kalliola, R., 2003. Geospatially structured biodiversity information as a component of a regional biodiversity clearing house. *Biodiversity & Conservation* 12(1), 103–120. <https://doi.org/10.1023/A:1021238212962>
- Lindenmayer, D., Crane, M., Evans, M., Maron, M., Gibbons, P., Bekessy, S., Blanchard, W., 2017. The anatomy of a failed offset. *Biological Conservation* 210, 286–292. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.022>
- Longeot, J.-F., Dantec, R., 2017. Compensation des atteintes à la biodiversité : construire le consensus - Rapport - Sénat (No. 517). Sénat, Paris.
- Lucas, M., 2018. Regards sur le contentieux français relatif aux mesures compensatoires : quarante ans d'attentes, de déceptions et d'espoirs portés par la jurisprudence. *Natures Sciences Sociétés* Vol. 26, 193–202.
- Lucas, M., 2017. Quel avenir juridique pour le triptyque ERC ? Retours sur les conclusions de la Commission d'enquête sénatoriale. *Revue Juridique de l'Environnement* 637–648.
- Luque, S., 2021. Crece la deforestación en Colombia: más de 171 mil hectáreas se perdieron en el 2020 [WWW Document]. Mongabay. URL <https://es.mongabay.com/2021/07/crece-deforestacion-colombia-2020/> (accessed 2.21.22).
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003>

- Maron, M., Ives, C.D., Kujala, H., Bull, J.W., Maseyk, F.J.F., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J.E.M., Lentini, P.E., Gibbons, P., Possingham, H.P., Hobbs, R.J., Keith, D.A., Wintle, B.A., Evans, M.C., 2016. Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. *BioScience* 66, 489–498. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw038>
- May, J., Hobbs, R.J., Valentine, L.E., 2017. Are offsets effective? An evaluation of recent environmental offsets in Western Australia. *Biological Conservation* 206, 249–257. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.038>
- McKenney, B.A., Kiesecker, J.M., 2010. Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management* 45, 165–176. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3>
- MEDDE, 2012. Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel. Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, Paris.
- MNHN, n.d. INPN - HABREF repository [WWW Document]. INPN Inventaire National du Patrimoine Naturel. URL <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/referentiels/habitats?lg=en> (accessed 2.12.22a).
- MNHN, n.d. INPN - TaxRef repository [WWW Document]. INPN Inventaire National du Patrimoine Naturel. URL <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/referentielEspece/referentielTaxo> (accessed 2.12.22b).
- MNHN, n.d. INPN - CarHab Program [WWW Document]. INPN Inventaire National du Patrimoine Naturel. URL <https://inpn.mnhn.fr/programme/carhab?lg=en> (accessed 2.14.22c).
- Moilanen, A., Kotiaho, J.S., 2018. Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. *Biological Conservation* 227, 112–120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002>
- Moilanen, A., Van Teeffelen, A.J.A., Ben-Haim, Y., Ferrier, S., 2009. How Much Compensation is Enough? A Framework for Incorporating Uncertainty and Time Discounting When Calculating Offset Ratios for Impacted Habitat. *Restoration Ecology* 17, 470–478. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00382.x>
- Moreno-Mateos, D., Maris, V., Béchet, A., Curran, M., 2015. The true loss caused by biodiversity offsets. *Biological Conservation* 192, 552–559. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.016>
- MTES, 2019. Document-cadre Orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques. Annexe au décret n°2019-1400 du 17 décembre 2019.
- Nature France, 2021. Le Système d'information sur la biodiversité (SIB) [WWW Document]. Nature France. URL <http://naturefrance.fr/systeme-information-biodiversite> (accessed 2.3.22).
- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Börger, L., Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M.J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M.L.K., Alhousseini, T., Ingram, D.J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D.L.P., Martin, C.D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H.R.P., Purves, D.W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S.L., Weiher, E., White, H.J., Ewers, R.M., Mace, G.M., Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520, 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- OECD, 2016. Biodiversity Offsets: Effective Design and Implementation. OECD. <https://doi.org/10.1787/9789264222519-en>
- Ollivier, C., Bezombes, L., Spiegelberger, T., Gaucherand, S., 2020. La territorialisation de la séquence ERC : quels enjeux liés au changement d'échelle spatiale ? *Sciences Eaux & Territoires* 50–55. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.1.10>

- Pascoe, S., Cannard, T., Steven, A., 2019. Offset payments can reduce environmental impacts of urban development. *Environmental Science & Policy* 100, 205–210. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.06.009>
- Peru, MINAM, 2016. Guía complementaria para la compensación ambiental : Ecosistemas Altoandinos. R.M. N°183-2016-MINAM. Ministerio del Ambiente (MINAM), Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural, Lima, Perú.
- Quétier, F., Lavorel, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation* 144, 2991–2999. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.009>
- Rodríguez-Mahecha, J.V., Arjona-Hincapié, F., Muto, T., Urbina-Cardona, J.N., Bejarano-Mora, P., Ruiz-Agudelo, C., Díaz Granados, M.C., Palacios, E., Moreno, M.I., Gómez, A., Geothinking Ltda, 2015. Ara Colombia. Sistema de Información Geográfica para el Análisis de la Gestión Institucional Estatal (Módulo OtusColombia) y la Afectación a la Biodiversidad Sensible y al Patrimonio Cultural (Módulo Tremarctos-Colombia). Conservación Internacional-Colombia, Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, CAR, UPME y Ministerio de Minas.
- Saenz, S., Sleman, J., Silva, M., Garcia, J., 2020. BolsaVerde Atlántico: Programa Regional de Compensaciones Ambientales Agrupadas del Atlántico. Corporación Autónoma Regional del Atlántico – CRA, Barranquilla, Colombia.
- Saenz, S., Walschburger, T., González, J.C., León, J., McKenney, B., Kiesecker, J., 2013a. Development by Design in Colombia: Making Mitigation Decisions Consistent with Conservation Outcomes. *PLOS ONE* 8, e81831. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081831>
- Saenz, S., Walschburger, T., González, J.C., León, J., McKenney, B., Kiesecker, J., 2013b. A Framework for Implementing and Valuing Biodiversity Offsets in Colombia: A Landscape Scale Perspective. *Sustainability* 5, 4961–4987. <https://doi.org/10.3390/su5124961>
- Semal, L., Guillet, F., 2017. Chapitre 6. Compenser les pertes de biodiversité, Les politiques de biodiversité. Presses de Sciences Po.
- Semper-Pascual, A., Burton, C., Baumann, M., Decarre, J., Gavier-Pizarro, G., Gómez-Valencia, B., Macchi, L., Mastrangelo, M.E., Pötschner, F., Zelaya, P.V., Kuemmerle, T., 2021. How do habitat amount and habitat fragmentation drive time-delayed responses of biodiversity to land-use change? *Proc. R. Soc. B.* 288, 20202466. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2466>
- Sonter, L.J., Gourevitch, J., Koh, I., Nicholson, C.C., Richardson, L.L., Schwartz, A.J., Singh, N.K., Watson, K.B., Maron, M., Ricketts, T.H., 2018. Biodiversity offsets may miss opportunities to mitigate impacts on ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16, 143–148. <https://doi.org/10.1002/fee.1781>
- South Africa, 2021. Draft national biodiversity offset guideline and the draft biodiversity offset ratios look-up table issued under section 24J of the National Environmental Management Act, first edition.
- Stahl, L., 2013. La clarification des compétences institutionnelles en matière d'environnement dans les collectivités d'outre-mer et en Nouvelle-Calédonie. *Revue juridique de l'environnement spécial*, 147–161.
- Suárez Castaño, R., 2019. Seguimiento Geo Espacial.

- Tarabon, S., Dutoit, T., Isselin-Nondedeu, F., 2021. Pooling biodiversity offsets to improve habitat connectivity and species conservation. *Journal of Environmental Management* 277, 111425. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111425>
- The World Bank, 2017. *The World Bank Environmental and Social Framework*.
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D.R., Kimmel, K., Polasky, S., Packer, C., 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature* 546, 73–81. <https://doi.org/10.1038/nature22900>
- Truchon, H., de Billy, V., Padilla, B., Bezombes, L., 2020. Dimensionnement de la compensation ex ante des atteintes à la biodiversité - État de l'art des approches, méthodes disponibles et pratiques en vigueur, Comprendre pour agir. Office français de la biodiversité, Vincennes.
- Tupala, A.-K., Huttunen, S., Halme, P., 2022. Social impacts of biodiversity offsetting: A review. *Biological Conservation* 267, 109431. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109431>
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., Steininger, M., 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 18, 306–314. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00070-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00070-3)
- UMS PatriNat, n.d. OpenObs - Requêteur national des données biodiversité [WWW Document]. INPN OpenObs. URL https://openobs.mnhn.fr/* (accessed 2.3.22).
- Uribe Bustamante, C., 2007. Consolidación del Marco Conceptual del Sistema de Información Ambiental de Colombia SIC. Ministerio de Vivienda, Ambiente y Desarrollo Territorial, Bogotá, Colombia.
- van Meerbeeck, J., 2016. The principle of legal certainty in the case law of the European Court of justice: From certainty to trust. *European Law Review* 41, 275–288.
- Vargas Tovar, N., González Peña, S.P., 2020. Diseño de planes de compensación ambiental obligatoria - Guía metodológica. Fundación Natura, Bogotá, Colombia.
- Vides, M., Ocampo, M., Sánchez, D., Rocha, V., Chasqui, L., Alonso, D., 2014. Fundamentos para la determinación y cuantificación de las medidas de compensación por pérdida de biodiversidad marina. Informe Técnico Final (Informe final de proyecto No. IFP-PRY-BEM-001-014). Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR y The Nature Conservancy, Santa Marta, Colombia.
- zu Ermgassen, S.O.S.E., Baker, J., Griffiths, R.A., Strange, N., Struebig, M.J., Bull, J.W., 2019. The ecological outcomes of biodiversity offsets under “no net loss” policies: A global review. *Conservation Letters* 12, e12664. <https://doi.org/10.1111/conl.12664>

III.3 Manuscrit soumis à *Regional Environmental Change*

Tackling limitations in biodiversity offsetting? A comparison of the Peruvian and French approaches

Authors: Katherine Salès, Pascal Marty, Nathalie Frascaria-Lacoste

ABSTRACT

Offsetting schemes to compensate biodiversity loss resulting from land-use change (e.g., urbanization, infrastructure expansion) suffer limitations, related notably to the requirement for ecological equivalence between losses and gains, which cover ecological, spatial, temporal and uncertainty considerations. Such limitations impair the effectiveness of biodiversity offsets. Biodiversity offsetting is nevertheless adopted by an ever-increasing number of countries. We analyze how Peru and France approach biodiversity offsetting and whether and how they address all or some of these limitations, which could serve to inform other countries adopting such mechanism. We show that, although both countries apply similar principles, their no net loss (NNL) objective differs (NNL of biodiversity and ecosystem functionality in Peru vs NNL of biodiversity in France) with consequences on the ecological equivalence approaches adopted. In Peru, the imposed assessment method is habitat-based and adapted to specific ecosystems. By contrast, there is no mandatory assessment methods in France and, with the exception of wetlands, the focus is strongly on protected species, and on species functional traits rather than ecosystems in their entirety. The Peruvian method does not systematically integrate the landscape context and temporal losses are not accounted for, whereas uncertainty could be considered as indirectly taken into account. In France, landscape connectivity is not necessarily included in assessment methods, although it can be taken into account in practice. Further, although weighting assessment methods may address temporal losses and uncertainty, their variety prevents a comparison of outcomes. Additional elements would warrant further analysis (e.g., monitoring and compliance).

KEYWORDS

Compensation, biodiversity offsets, ecological equivalence, assessment methods, temporal losses

1. Introduction

The primary driver of biodiversity loss is land-use change, which results notably from urbanization and infrastructure expansion (IPBES 2019). Compensation for environmental damage is one way to address such biodiversity loss, and one tool increasingly being used is biodiversity offsets (GIBOP 2019). Biodiversity offsets are measures designed to compensate for significant residual adverse biodiversity impacts arising from project development, as the last step of the mitigation hierarchy (avoid, minimize, restore, and then offset) (BBOP 2009; Bull and Strange 2018). The principle of 'no net loss' (NNL) usually underlies biodiversity offsetting policies (BBOP 2009; Bull and Strange 2018). Offsetting is considered *ex-ante* ecological compensation (authorized before the damage occurs, e.g., as part of the environmental permitting process), as opposed to *ex-post* compensation that applies after occurrence of the damage (Lucas 2015), such as in the case of remediation measures required under the European Environmental Liability Directive (ELD) (European Union 2004).

Offsetting is based on the principle of ecological equivalence between impact and offset areas, which requires calculation of losses and gains (Carreras Gamarra et al. 2018), carried out on the basis of indicators (or 'metrics' or 'currencies') chosen as surrogates for biodiversity (Gibbons and Lindenmayer 2007; Quétier and Lavorel 2011; Bull et al. 2013; Maseyk et al. 2016; Bezombes et al. 2018). Metrics can be composite units of aggregated measures of biodiversity or can be more

disaggregated by individually accounting for each measured biodiversity element of interest (Maseyk et al. 2016).

Despite its ever-increasing use, biodiversity offsetting suffers, nonetheless, important limitations. A review of English-language peer-reviewed literature (zu Ermgassen et al. 2019) and examples in countries as diverse as Uzbekistan (Bull et al. 2013), France (Calvet et al. 2015), Australia (May et al. 2017; Lindenmayer et al. 2017) disputed the efficiency and effectiveness of biodiversity offsets. In particular, calculating the biodiversity gains required to achieve ecological equivalence, and hence NNL, is key to designing and monitoring the effectiveness of biodiversity offsets (Carreras Gamarra et al. 2018). Ecological equivalence is, however, one of the main conceptual challenges identified in offsetting-related scientific literature, together with, among others, metrics and location of offsets (Gonçalves et al. 2015). There are concerns regarding notably the choice of metrics to demonstrate equivalence between biodiversity losses and gains (Bull et al. 2013; Gardner et al. 2013; Calvet et al. 2015). To some authors, NNL is not achievable in practice, as it does not apply comprehensively to ecosystems, but rather to values defined in offsetting metrics (Maron et al. 2012; Gardner et al. 2013; Moreno-Mateos et al. 2015). Consequently, offsets offer only poor or incomplete replacement for the loss of biodiversity (Quétier and Lavorel 2011).

Maron et al. (2012) further identify various factors limiting the technical success of offsets, among which time lags and uncertainty. Time lags correspond to the time that lapses from the occurrence of the impact till the offset is fully effective, whereas uncertainty refers to risk of offset failure. Time lags and uncertainty considerations should be integrated in the design of biodiversity offsets, as immediate loss is certain whereas future gain is uncertain. Immediate loss cannot, therefore, be offset by only hypothetical equal gains (Moilanen et al. 2009; Quétier and Lavorel 2011; Maron et al. 2012; Laitila et al. 2014). One method that could be used to account for these time lags is time discounting (Maron et al. 2012; Laitila et al. 2014).

Equivalence assessment methods thus need to take into account various key considerations (Quétier and Lavorel 2011; Bull et al. 2013), summarized by Bezombes et al. (2017) as ecological (target biodiversity and related indicators), spatial (landscape context), temporal (time lags), and uncertainty (risk of offset failure) considerations. Despite hundreds of methods to assess and calculate biodiversity losses and gains (Levrel 2020), and hence their equivalence (McKenney and Kiesecker 2010; Quétier and Lavorel 2011; Bull et al. 2013, 2014; Marshall et al. 2020), none is entirely satisfactory (Bezombes et al. 2017; Carreras Gamarra et al. 2018). Accounting methods can strongly influence the biodiversity outcomes of an offsetting strategy (Carreras Gamarra et al. 2018). Maron et al. (2012) mention poor measurability of the value being offset as an important issue.

In addition, offsetting schemes are country-dependent: impacts vary depending on the local context and regulatory requirements play an important role in the selection of metrics (McKenney and Kiesecker 2010; Carreras Gamarra et al. 2018). Bull et al. (2014) demonstrated, on the basis of a case study in Uzbekistan, that different equivalence assessment methods from different countries, despite having a common NNL requirement, result in divergent outcomes for biodiversity, highlighting how variable interpretations of NNL can be.

Although NNL appears to be an unreachable objective from an ecological standpoint, every biological entity being unique and hence, by definition, irreplaceable (Devictor 2018), this objective underlies most biodiversity offsetting policies, with the corollary principle of ecological equivalence between losses and gains. The use of biodiversity offsetting is unlikely to subside, in the light notably of its recent identification as an 'innovative scheme' to increase the level of financial resources available for biodiversity conservation (CBD 2022). As a growing number of countries is adopting this mechanism, it is important to ensure that limitations associated with offsetting are properly addressed in policies adopted and implemented at national level. When devising their offsetting schemes, countries do not start *ab nihilo* but tend to study, analyze and assess what other countries have implemented. In this paper, we compare the approaches adopted in two countries that are different regarding their legal

approach of biodiversity offsetting, the availability of ecological information and the characteristics of their natural systems: Peru and France. Comparing two very different contexts, we analyze whether, and if so how, these countries have addressed (or at least attempted to address) limitations identified in the scientific literature in relation to biodiversity offsets, and whether it may contribute to rendering biodiversity offsets more effective. This comparative analysis gathers information useful for other countries that have adopted or are currently adopting biodiversity offsetting as a mechanism. They may also inform the study countries on possible paths for improvement.

2. Materials and Methods

Peru and France were selected as study countries on the basis of various elements. First, their legislations on biodiversity offsetting have enough similarities to enable a comparison of their elaboration and implementation. Second, in both countries, many biodiversity offsetting-related developments have occurred since the early 2010s.

2.1. General legal framework in study countries

2.2.1. Peru

In 1990, Peru adopted its Environment and Natural Resources Code, which establishes the prevention, remediation and polluter-pays principles (Peru 1990). Peru's Constitution, adopted in 1993, stipulates that 'the State is obliged to promote the conservation of biological diversity' (Peru 1993). In 2005, the country adopted the General Environmental Act, which provides that 'when it is not possible to eliminate the causes that generate [environmental degradation], mitigation, recovery, restoration or eventual offsetting measures are adopted, as appropriate'; offsetting measures are to be implemented only as a last step (Peru 2005). Further, the General Environmental Act provides that, where human activities are likely to cause significant environmental impacts, they are subject to the National Environmental Impact Assessment System (SEIA, *Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental*). The act through which the SEIA was created notably refers to the biodiversity offsetting plan that the environmental impact assessment (EIA) of certain projects must include (Peru 2001). The SEIA did not, however, come into force until 2009 and the adoption of the SEIA Regulations (Peru, MINAM 2009). In 2015, Peru passed a new law, which enacts measures to optimize and strengthen the SEIA (Peru 2015).

Projects subject to environmental licensing (*certificación ambiental*) are classified in three categories, on the basis of the severity of their potential impact on the environment (light, moderate or significant): (i) category I (Environmental Impact Statement), (ii) category II (semi-detailed EIA "EIA-sd") and (iii) category III (detailed EIA "EIA-d") (Peru 2001). Category III projects are 'projects whose characteristics, size and/or location may produce significant negative environmental impacts, quantitatively or qualitatively, requiring an in-depth analysis to examine their impacts and propose the corresponding environmental management strategy' (Peru 2001). Only category III projects are to include a biodiversity offsetting plan, and hence implement offsetting measures, as the case may be (Peru 2001).

The Peruvian Environment Ministry (MINAM, *Ministerio del Ambiente*) adopted specific guidelines and guidance documents in relation to biodiversity offsets: (i) Guidelines for the implementation of biodiversity offsetting under SEIA (Peru, MINAM 2015), (ii) General guide to the biodiversity offsetting plan ('General Guide') (Peru, MINAM 2016a) and (iii) Complementary guide for biodiversity offsetting regarding high Andean ecosystems (*tolar*, *pajonal de puna*, *césped de puna*) (Peru, MINAM 2016b). The focus of the first complementary guide on high Andean ecosystems may be explained by the fact that they correspond to 14% of the national area and cover 70% of the Andean region, and are where a large part of the mining and livestock activity takes place (Peru, MINAM 2016b). In addition, the *pajonal de puna húmeda* is one of the most threatened ecosystems because of land degradation (Peru, MINAM 2019a). Starting in 2019, complementary guides were adopted for other ecosystems: *bofedales* (Andean wetlands), dry forests, and *yunga* (mountain rainforest ecosystems) (Peru, MINAM 2019b, c, d). Additional guidance documents were adopted for the elaboration of the

environmental baseline, and for the identification and characterization of environmental impacts (Peru, MINAM 2018a, b, c, 2022a, b). MINAM also adopted a resolution which approves the prepublication of (draft) guidelines for the elaboration of the Environmental Management Strategy (Peru, MINAM 2020). There are nonetheless no published guidelines on how to apply the mitigation hierarchy.

In Peru, biodiversity offsetting is guided by the following principles: (i) compliance with the mitigation hierarchy (avoid, minimize/reduce, rehabilitate, and offset), (ii) NNL of biodiversity and ecosystem functionality, or even net gain, (iii) additionality, (iv) ecological equivalence (offsetting must be in kind) and (v) sustainability of the offset (Peru, MINAM 2015). Although the Peruvian biodiversity offsetting guidelines accept the principle of 'trading up' or 'like-for-like or better' (*igual o mejor*), it is not applied in practice as MINAM is, reportedly, yet to elaborate and adopt a standard on the matter.

2.2.2 France

In France, the offsetting obligation was first established in 1976 through the adoption of the Nature Protection Act. The 1976 Act introduced EIA for certain projects and required the application of the mitigation hierarchy (France 1976). However, the offsetting obligation now appears in numerous regulations (on EIAs, urban planning documents, Natura 2000, water law, protected species, etc.). It is not until the late 2000s that the offsetting obligation started being implemented in practice (Semal and Guillet 2017). From the 2010s onward, France elaborated numerous guidance documents on the mitigation hierarchy, referred to as ERC (*Éviter-Réduire-Compenser*, standing for Avoid, Minimize/Reduce, and Offset). These documents, although not binding in nature, include the ERC doctrine in 2012 and the first ERC guidelines in 2013 (MEDDE 2012; CGDD 2013). France later clarified the principles that apply to biodiversity offsetting, through the adoption in 2016 of the Biodiversity Act (France 2016). Since then, the mitigation hierarchy is considered a component of the principle of preventive and remedial action, which implies 'avoiding damage to biodiversity and the services it provides; failing that, reducing the extent of such damage; and finally, offsetting damage that could not be avoided or reduced, taking into account the species, natural habitats and ecological functions affected'. Initially, the first drafts of the bill referred to 'ecosystem services and functions affected' (Alidor 2017). The deletion was, reportedly, to avoid confusion between functions and the notion of ecosystem services (Fèvre 2017).

Biodiversity offsetting applies in the framework of a project's licensing procedure (*ex-ante* ecological compensation). Some form of biodiversity offsetting may, however, also be required under other regulations for accidental damage. Such *ex-post* ecological compensation is required under the national legislation transposing the ELD. Further, the 2016 Biodiversity Act introduced ecological damage ('*préjudice écologique*', initially established by the *Erika* case law (Cour de cassation 2012)) into the French Civil Code, which defines it as 'a non-negligible damage to the elements or the functions of the ecosystems or to the collective benefits drawn by man from the environment' (article 1247), for which compensation 'is primarily provided in kind' (article 1249). There is no imposed method in France to assess ecological equivalence (Bezombes et al. 2018). Following the adoption of the Biodiversity Act, additional non-binding guidance documents were elaborated. Some are of specific relevance to biodiversity offsets, such as the (i) National method for assessing wetland functions (Gayet et al. 2016a, b), (II) Guide on methods for designing offsets for watercourses (CGDD et al. 2018), (iii) Guide to help define ERC measures within the environmental assessment process (CGDD 2018a), and (iv) Guide for a standardized approach to the dimensioning of biodiversity offsets (Andreadakis et al. 2021).

Under French law, the principles that *ex-ante* biodiversity offsetting must abide by are: (i) objective of NNL, or even a net gain, of biodiversity, (ii) ecological equivalence, and (iii) proximity to the impacted site (geographical and functional proximity). The principle of additionality is not expressly mentioned, but is considered implicit as a consequence of the NNL objective (Dupont and Lucas 2017). Biodiversity offsets measures are subject to an obligation of results and must 'be effective for the entire duration of the damage'. If the mitigation hierarchy cannot be applied satisfactorily, the project should not be authorized as it stands.

2.2. *Methods*

We use the key considerations listed by Bezombes et al. (2017) as criteria against which to evaluate each national policy, and in particular their equivalence assessment methods. We thus based our analysis on four main criteria: (i) ecological (targeted biodiversity and metrics used to assess equivalence), (ii) spatial (location of offsetting sites and landscape context), (iii) temporal (time lags) and (iv) uncertainty (how the risk of failure of the offset is accounted for).

We based the collection of data on a mixed method. For each country, as a first step we conducted a thorough literature review. The reviewed material included primary legal sources (legal texts), secondary sources, as well as grey and academic literature in conservation science and EIA. For France we added a desk review of a local road widening project. The second step included, for both countries, the conduct of expert interviews (Van Audenhove and Donders 2019). The interviewees were chosen among the main nationwide stakeholders in Peru; in France, they were selected among the stakeholders of the road widening case study. The interview guidelines for expert differ from one country to another in the light of the mandatory nature of the equivalence assessment method in Peru vs its non-mandatory nature in France, where a different method can be defined for each single project.

From December 2021 to February 2022, we interviewed 12 individuals with biodiversity offsetting-relevant expertise in Peru. Interviewees were identified on the basis of the literature review and/or recommendations. The list of questions was sent prior to each interview; the questions aimed to gather information on the applicable legislation and its implementation requirements (see Online Resource 1). The interviewees belonged to the following categories: non-governmental organization, consultancy, academia, government. We were unable to interview representatives of the industry association and environmental authority categories, as they did not reply positively to our requests.

The French local road widening project case study was conducted between June 2021 and May 2022. This project is the conversion of an 88-kilometer stretch of the existing *Route Centre Europe Atlantique* (RCEA) into a highway (A79) in the Allier department. We analyzed the biodiversity offsetting process in the environmental licensing procedure, which was later complemented with 11 interviews, carried out from July to November 2022. The interviewees were individuals involved in the RCEA project; they pertained to the following categories: concession company, consultancy, State services, operator in charge of implementing biodiversity offsets. It enabled us to collect information on the elaboration of the offsetting measures in relation to the mitigation hierarchy, and in particular the method proposed to ensure biodiversity gains are equivalent to losses.

In order to comply with personal data protection regulations, the names of interviewees and the entities to which they pertain are kept confidential.

With this method we were able to gather input on the equivalence assessment methods and whether limitations usually associated with biodiversity offsetting were appropriately tackled. We evaluated and compared the objectives and principles relating to biodiversity offsets adopted in Peru and France, as well as the accepted methods to assess and evaluate biodiversity losses and gains to ensure their equivalence, in the light of the four key considerations previously mentioned (ecological, spatial, temporal and un certainty).

3. **Results**

3.1. *Ecological considerations*

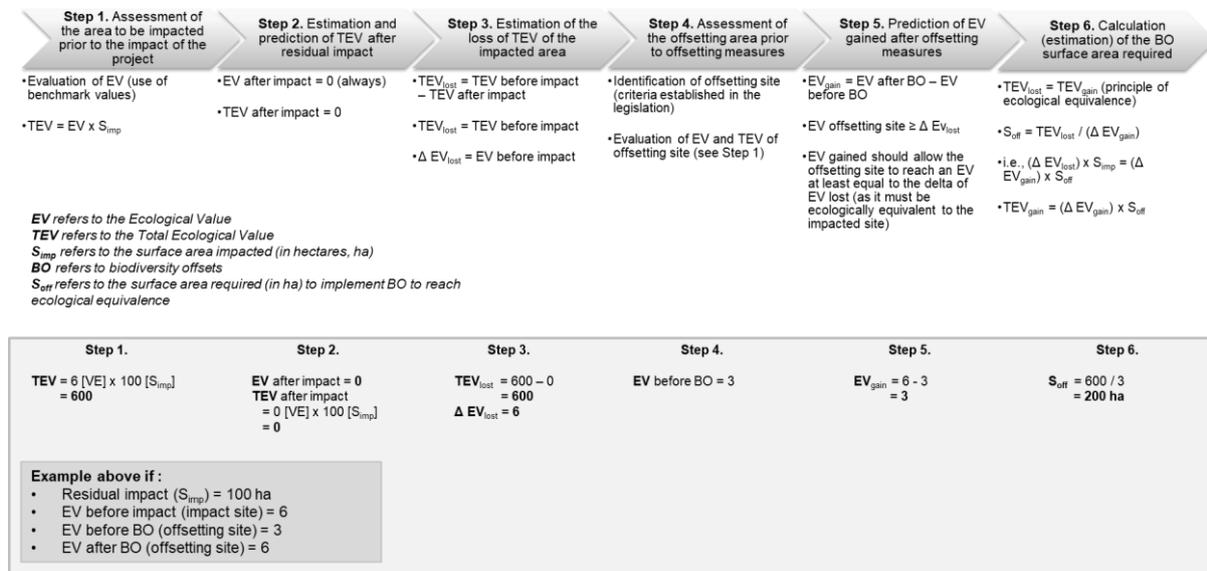
Peru. An ecosystem approach is required under Peruvian law. The EIA must be based on a project's level of impact 'on the capacity of ecosystems to maintain their biodiversity and functionality' (Peru, MINAM 2016c). The gathering of information for the baseline must hence 'be oriented towards the identification and characterization of key aspects for the functioning of the ecosystem', with a necessity to identify the trajectory with and without the project (Peru, MINAM 2016c). This approach is further emphasized with the objective of>NNL of biodiversity and ecosystem functionality (Peru, MINAM 2015). Ecosystem functionality is defined as 'the dynamic and interdependent process between

ecological communities, their space and people, in which their different components, cycles and flows of matter, energy and information are linked, in a landscape context, to ensure ecosystem integrity. This process includes the ecosystem's stability and capacity of evolution, as well as its capacity to generate ecosystem services' (Peru, MINAM 2015).

The application of the principle of ecological equivalence entails that a baseline of the impacted area, as well as of the offsetting area(s), be carried out in order to assess losses and gains. In Peru, the complementary guides on offsetting specify the applicable method for the ecosystems they cover. For those ecosystems not yet the object of a guide, 'other valid methods may be applied' in compliance with the criteria set out in the General Guide and the biodiversity offsetting guidelines (Peru, MINAM 2016a). In that regard, the complementary guide for high Andean ecosystems provides that the methodology it establishes can be used as a reference for other terrestrial ecosystems (Peru, MINAM 2016b). Interviews confirmed that this guide was indeed taken as a reference and adaptations were made for aspects that it did not consider.

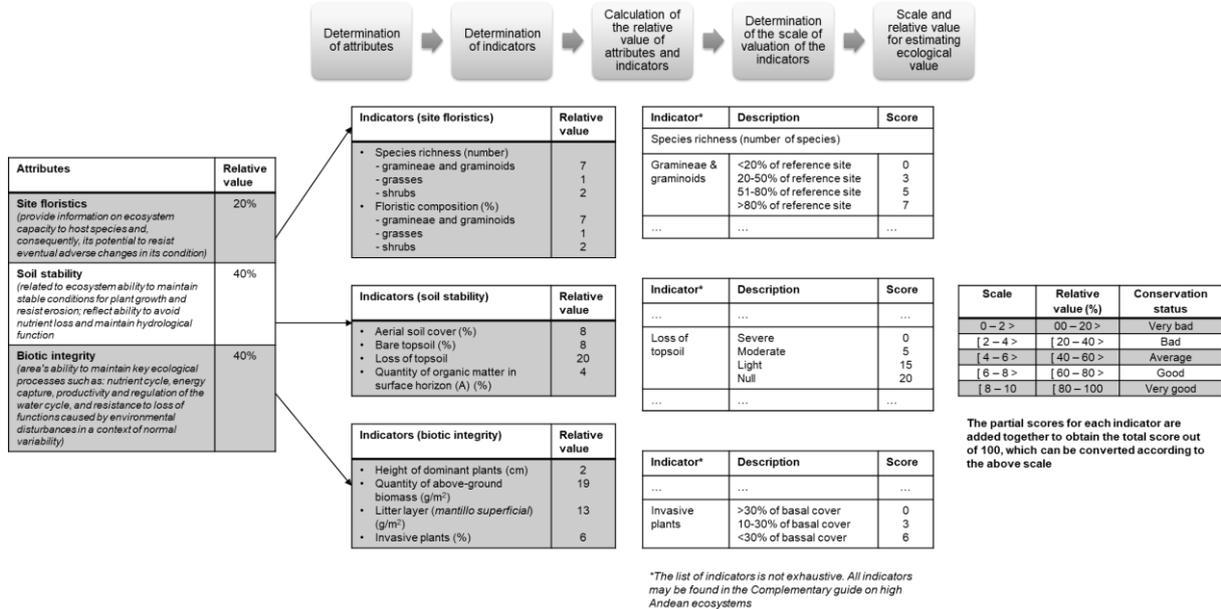
The Peruvian method for estimating losses and gains is based on the Total Ecological Value (TEV), which depends on the calculation of the Ecological Value (EV). The EV is defined as 'the value and/or weighting that represents the conservation status of an ecosystem', and is based on the identification and measurement of ecosystem components and functions (Peru, MINAM 2016a). The complementary guide for high Andean ecosystems establishes a process for calculating losses and gains (Fig. 1).

Fig. 1 Process for estimating biodiversity losses and gains for high Andean ecosystems (based on information contained in Peru, MINAM (2016b, a))



The conservation status (EV) of the ecosystem is based on a set of attributes and indicators, 'which express the ability of the ecosystem to perform key ecological functions, such as: energy flow, nutrient cycle, hydrological cycle, as well as its ability to recover from alterations caused by disturbance factors' (Peru, MINAM 2016b). The methodology for calculating the EV for high Andean ecosystems, as described in Fig. 2, is built on a qualification system based on three fundamental ecosystem attributes: (i) site floristics, (ii) soil stability and (iii) biotic integrity.

Fig. 2 Estimating the ecological value (EV) for high Andean ecosystems (based on information contained in Peru, MINAM (2016b)). Multi-criteria matrices, which are based on a hierarchical analysis, were used to calculate the relative value of attributes and indicators. The relative value of each attribute and indicator is the maximum value of the ecosystem conservation status scale relative to the benchmark site (benchmark sites having the highest scores). The indicators' rating scale was then determined, based on the relative values assigned to each



The EV calculation requires having ecological reference values obtained from sites considered to be in the best existing conservation status (benchmark site) (Peru, MINAM 2016b). The complementary guide for high Andean ecosystems includes reference values for benchmark sites (Peru, MINAM 2016b). To elaborate these reference values, it was reported that MINAM worked with experts from the *Universidad agraria nacional La Molina*, who had national records of the evolution of these ecosystems over several decades. Field investigations were conducted to validate and refine the general database. The reference points in the guidance document are national averages. The complementary guide does not, however, distinguish between wet *pajonal* and dry *pajonal*. It was stated by an interviewee that, in order to make such a distinction, further research would be required.

Furthermore, although the EIA baseline must include information on fauna for all taxonomic groups, and management plans must be elaborated for impacted species of conservation concern (Peru, MINAM 2018a), the attributes and indicators established in biodiversity offsets guidance documents do not refer to fauna. One interviewee reported that, during discussions on the elaboration of guidance documents, indicators on fauna were discussed; a consensus could not, however, be reached. The work on such indicators is, hence, still pending. One of the reasons advanced by several interviewees is the lack of sufficient (historical, abundant) information to establish reference data to estimate losses and gains. One interviewee indicated that the view generally adopted was that by reaching flora and soil stability, the fauna would also reappear. It was also indicated that the petitioner may propose additional attributes/indicators to calculate losses and gains, which could then relate to fauna. Petitioners are reportedly not keen on including fauna attributes in the biodiversity offsets formula, as it would bound them to measure the value when there is no certainty of the species returning.

Finally, apart from the complementary guides, some interviewees reported a lack of guidance regarding how the offsetting plan is to be implemented. As an example, the guide on high Andean ecosystems provides that offsetting measures must be determined individually, in accordance with the specific situation. The document adds that 'typical measures or strategies to improve the ecological value of high Andean ecosystems include pasture and water management' (Peru, MINAM 2016b), without further indications.

France. In France, as previously stated, the objective is one of NNL of biodiversity, with a requirement of ecological equivalence. There is, however, no mandatory equivalence assessment method. A number of documents have nevertheless been elaborated to guide the sizing and implementation of biodiversity offsets. The Guide for a standardized approach to the dimensioning of biodiversity offsets classifies the methods into three main categories: minimum ratio (application of a predefined multiplier to a metric – e.g., surface or linear area); weighting (separate quantification of losses and gains by applying ‘loss’ and ‘gain’ coefficients); and ecological variations (*méthodes d’équivalence d’écart de milieux*: separate quantification of biodiversity losses and gains, but using the same metrics, and verification of their equivalence) (Andreadakis et al. 2021). The assessment method may be chosen freely, provided the same method is used to assess losses and gains, and the chosen method is explained and justified (Andreadakis et al. 2021). There is thus no uniform method: it will vary depending on the consultancy (each firm tend to develop its own method) and the specificities of the case (Levrel 2020).

In the case study we carried out for France (RCEA), the methods used were a combination of minimum ratios and weighted equivalence assessment. For wetlands, the petitioner applied the predetermined ratio of 1:1 or 1:2 established in the applicable Water Development and Management Master Plan (SDAGE, *Schéma directeur d’aménagement et de gestion des eaux*) (Agence de l’eau Loire-Bretagne and DREAL de bassin Loire-Bretagne 2015). Under the SDAGE, ‘offsetting is primarily aimed at restoring wetland functionalities’, through the recreation or restoration of wetlands that are cumulatively (i) functionally equivalent, (ii) equivalent in terms of biodiversity quality, and (iii) within the watershed of the water body. If those three cumulative conditions are met, the applicable ratio is (minimum) 1:1; if not, the ratio is 1:2. The assessment of wetland functionality was implemented according to the national wetland functions assessment methodology (Gayet et al. 2016a, b). This method identifies three main interdependent functions (hydrological functions, biogeochemical functions and functions related to species life cycle), whose importance is determined by the calculation of indicators. These indicators include information on soil (e.g., soil acidity, organic matter in topsoil). In addition, a weighting equivalence assessment method was used for non-wetland offsetting, with a focus on habitats and target species. The reference in the legislation to ‘ecological functions affected’ appears to be understood, in the environmental licensing application, as a reference to target species functional traits (i.e., ecological corridor, resting, feeding and reproduction areas), with the exception of wetlands, where an assessment of functional loss is required, as stated above.

3.2. *Spatial considerations*

Peru. Under Peruvian law, biodiversity offsets must be implemented in an area ecologically equivalent to the impacted area (Peru, MINAM 2015). Offsetting areas are thus required to be ‘natural ecosystems that maintain biodiversity and a potential for ecological values or attributes similar to those of the areas that were impacted by the project’ (Peru, MINAM 2015, 2016a). It does not mean, however, that the impacted and offsetting areas must have the same ecological value before the offsetting plan is implemented (Peru, MINAM 2016a). The offsetting site must be located, as a priority, within the affected ecosystem. If that is not possible, it must be located within the project’s area of direct influence and, as a last resort, in the area closest to the project’s area of direct influence (Peru, MINAM 2016a).

The landscape context is mentioned in the definition of ecosystem functionality (Peru, MINAM 2015). In addition, the biodiversity offsetting guidelines indicate that ‘the areas where biodiversity offsets are implemented must consider the context of the landscape and the range of variation of its elements to ensure its ecological viability and sustainability’ and also refers to ecological connectivity as an element to take into account when choosing offsetting sites (Peru, MINAM 2015). However, landscape-related attributes and indicators are not necessarily included in all complementary guides on biodiversity offsetting. As an example, the complementary guide on high Andean ecosystems does not mention the landscape context, when the guide applicable to *bofedales* list landscape alterations as an attribute (together with water condition, soil condition and biota condition) (Peru, MINAM 2016b, 2019b).

France. In France, biodiversity offsets must be ‘implemented as a priority on the damaged site or, in any case, in its vicinity in order to guarantee its functionalities in a sustainable manner. The same measure can offset different functionalities’ (Environmental Code, article L.163-1 II). A new paragraph was added following the adoption of the 2021 Climate and Resilience Act (France 2021), whereby biodiversity offsets must be implemented as a priority within the preferential renaturation areas identified in land-planning documents. These new provisions entered into force in December 2022 (France 2022), but renaturation areas will not be identified until the relevant land-planning documents are revised.

In the RCEA case study, the calculation of gains in the equivalence assessment method includes a proximity coefficient, which is based on the distance between the offsetting and impact sites, ‘in relation to the ability of the target species to move to and colonize the offsetting sites from the impact sites’. No ‘gain’ coefficient refers to the landscape context. However, it was reported that ecological continuities (*trames vertes et bleues*) were taken into account when identifying potential offsetting sites, but securing such sites was dependent on landowners’ willingness. The surrounding environment was nevertheless an element taken into account, with notably the securing of a 113-ha offsetting site bordered by natural areas.

3.3. Temporal considerations

Peru. In Peru, the offsetting plan must start being implemented when operations are initiated, at the latest (Peru, MINAM 2015). That is, the plan is not executed before the impact occurs. Implementation of the offsetting plan ends when the operator demonstrates that the measurable objectives of said plan have been achieved (Peru, MINAM 2015). One interviewee highlighted that the time lag between the occurrence of the impacts and their effective offsetting is not taken into account in the calculation of biodiversity losses and gains.

Offsetting is, furthermore, required only for non-mitigable impacts. The 2016 offsetting guidelines expressly provide that they do not apply to mitigation plans, nor to the measures or obligations of closure plans and other environmental management instruments. Biodiversity offsetting measures ‘are applied in addition to and without prejudice to *in situ* remediation measures, which may be contained in other EIA-d plans’ (Peru, MINAM 2015). It was thus reported that offsetting would apply only to cases of irreversible damage (e.g., open pit after mining operations, road infrastructure), as reversible damages are considered at the rehabilitation stage of the mitigation hierarchy. Consequently, if, as part of the operating site’s closure, the operator rehabilitates the area, offsets are not required. The absence of an irreversible impact could, as expressed by an interviewee, be a reason for the low number of offsetting plans approved (9, of which 7 in the mining sector) by the competent national environmental authority as of December 2020. Restoration under the mitigation/closure plan is, however, not as demanding as the biodiversity offsetting plan, as the principle of ecological equivalence does not apply. The draft guide for the elaboration of the environmental management strategy provides that the abandonment or closure plan ‘aims to restore the areas that were intervened during the execution of the project, in order to reach, if possible, the initial conditions prior to its execution; or to consider the foreseeable future use that will be given to the affected area’ (Peru, MINAM 2020).

France. In France, weighting equivalence assessment methods can include adjustment coefficients to account for time lags (Andreadakis et al. 2021). In the RCEA case study, one of the ‘loss’ coefficients applied corresponded to the level of impact, ‘based on the level of alteration or destruction of the project (duration and reversibility of the impact) on the natural habitats concerned’. This ‘impact level coefficient’ is hence meant to account for the time during which the habitat is not suitable for associated species. Further, temporary rights-of-way were assigned a ‘relative loss coefficient’ inferior to 1 as most will be remediated at the end of the construction phase. As to the estimation of gains, one weighting coefficient is devised to take into account the time lag between the impact and the implementation of the offsetting measure. This ‘temporality coefficient’ is complementary to the ‘habitat dynamics coefficient’ also applied, which reflects the time necessary for offsets to be effective. The habitat dynamics coefficient (<1) is meant to account for temporal losses. Ecological variations

assessment methods, not used in RCEA, can also include certain weighting criteria in order to integrate temporality issues (Andreadakis et al. 2021). The national method for assessing wetland functions (Gayet et al. 2016a) does not, however, appear to account for temporal losses of ecological functions (Levrel 2020).

3.4. *Uncertainty considerations*

Peru. The Peruvian offsetting guidelines do not provide any guidance as to how uncertainties should be addressed. As previously stated, the General Guide and the various complementary guides provide a method to calculate the ecological value of impact and offsetting sites to assess equivalence, but no guidance is provided as to the types of biodiversity offset measures that need to be implemented in order to achieve this equivalence, and there is no indication as to how uncertainty related to offsetting measures should be accounted for.

Under Peruvian law, the environmental competent authorities may, following the result of environmental control actions, require the operator to adopt corrective measures and other types of complementary measures to ensure compliance with the principles and objectives of biodiversity offsetting (Peru, MINAM 2009, 2015). The approved EIA must be updated by the project owner every five years at the latest (Peru, MINAM 2009).

France. Weighting equivalence assessment methods can include an adjustment coefficient to account for the effectiveness of offsetting measures (ecological uncertainty) (Andreadakis et al. 2021). In the RCEA case study, a coefficient for qualifying the effectiveness of restoration measures was applied to calculate gains. Its aim is to weight the ecological gain by taking into account the expected effectiveness of the proposed measure (chances of success), on the basis of existing feedback.

Furthermore, under French law, biodiversity offsets are subject to an obligation of results. This obligation is seen as the implementation, or logical continuation, of the NNL objective (Doussan 2018). Corrective measures will thus be required if the monitoring of biodiversity offsets show that the required results are unlikely to be met, provided such monitoring is indeed carried out. The obligation of results applies to the offsetting needs as calculated using the ecological assessment method.

Table 1 below summarizes the comparison of the Peruvian and French policies with respect to the key considerations addressed in this paper.

Table 7 Comparative summary of similarities and differences between Peruvian and French biodiversity offsetting policies

Criterion	Peru	France
Ecological	<p>Objective of no net loss of biodiversity and ecosystem functionality, and, if possible, a net gain</p> <p>Principle of ecological equivalence</p> <p>Ecosystem approach required</p> <p>Guidance documents of mandatory application: General guide to the biodiversity offsetting plan, and complementary guides for specific ecosystems (high Andean ecosystems, yunga, bofedales, dry forests)</p> <p>Calculation of ecological value of impact and offsetting areas based on three ecosystem attributes: site floristics, soil stability and biotic integrity. Additional attributes/indicators may be added by petitioners (Peru, MINAM 2016a, b)</p> <p>Attributes may vary depending on the ecosystem considered (see e.g., on bofedales, Peru, MINAM 2019)</p>	<p>Objective of no net loss of biodiversity, or even a net gain</p> <p>Principle of ecological equivalence</p> <p>No mandatory equivalence assessment method; may be chose freely but must be justified. However, same method must be used to losses and gains</p> <p>Three main categories (Andreadakis et al. 2021): minimum ratio; weighting; ecological variations.</p> <p>=> No uniform method. Can be a combination of different categories of methods</p> <p>Focus on protected species and their habitats, and on wetlands</p> <p>There exists a national wetland functions assessment methodology (Gayet et al. 2016a, b)</p>

	Guidance on determining the ecological value of an area, but no guidance on how biodiversity offsets are to be implemented	
Spatial	<p>Location of offsetting site (choice hierarchy) (Peru, MINAM 2016a)</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Within the affected ecosystem 2. Within the project's area of direct influence 3. In the area closest to the project's area of direct influence <p>Landscape context mentioned as a criterion to choose offsetting sites (Peru, MINAM 2015)</p> <p>Landscape-related attributes and/or indicators are not always included for the calculation of ecological value (on which equivalence assessment is based). The guide on high Andean ecosystems do not refer to the landscape context, when the guidance document on bofedales mentions landscape alterations as an attribute</p>	<p>Implementation on the damaged site or in its vicinity to guarantee its functionalities (functional and geographical proximity)</p> <p>Additional provision applicable as of December 2022: implemented as a priority within preferential renaturation areas once such areas are identified in land-planning documents</p> <p><i>Ad hoc</i> equivalence assessment method could potentially include landscape-related element for the calculation of ecological gains. They can also include a proximity coefficient reflecting the capacity of colonization from the impact site to the offsetting site</p> <p>Surrounding environment can be taken into account when identifying potential offsetting sites</p>
Temporal	<p>Offsetting plan to be implemented no later than when operations are initiated. Implementation ends when the operator demonstrates that the measurable objectives of said plan have been achieved (Peru, MINAM 2015)</p> <p>Time lag between occurrence and offsetting of the impacts not taken into account</p> <p>Offsetting required only for non-mitigable impacts. Applies to irreversible damage only</p>	<p>Equivalence assessment methods can include specific coefficients to account for time lags (Andreadakis et al. 2021)</p> <p>Possibility of specific temporality coefficients to calculate biodiversity losses, and specific ones to calculate biodiversity gains</p>
Uncertainty	<p>No taking into account of uncertainty in the equivalence assessment methods devised at the national level</p> <p>Biodiversity offsetting plan to be updated every 5 years at the latest</p> <p>Environmental competent authorities can require corrective measures (on the basis of the results of control actions – provided such actions are undertaken)</p>	<p>Weighting equivalence assessment methods can include specific coefficients to account for the effectiveness of the proposed offsetting measures.</p> <p>Obligations of results. Possibility of corrective measures.</p>

4. Discussion

4.1. Addressing ecological considerations

Offsets can rely upon habitat-based (vegetation), species-based (usually fauna), or other calculation methods (e.g., considering alternatives such as ecosystem services) (Bull et al. 2014). Offset practices at international level tend to prioritize rare or short-term threatened biodiversity (Regnery 2017). Of the various equivalence assessment methods reviewed in scientific literature, not many focus on ecosystem functionalities (Parkes et al. 2003; Bezombes et al. 2017; Carreras Gamarra et al. 2018). Assessing ecosystem functionalities is nevertheless encouraged, as it is notably a way to integrate 'common' biodiversity in biodiversity offsets (Regnery et al. 2013; Bezombes et al. 2017). The>NNL objective is defined as>NNL of biodiversity and ecosystem functionality in Peru, whereas in France it is>NNL of biodiversity only. Such a distinction appears to have influenced the approach adopted in each

country in relation to ecological equivalence, confirming that the most appropriate metric for a particular context is regulation-dependent (Carreras Gamarra et al. 2018). The Peruvian approach is exclusively habitat-based (quality x area approach), whereas the method used in France will depend on the objectives of the regulation requiring the offsetting (e.g., habitat-based approach for wetlands, and species-based approach under the legislation transposing the European Birds and Habitats directives). An important distinction between the two countries is also the binding (Peru) vs non-binding (France) nature of assessment methods.

The equivalence assessment method adopted in Peru is an adaptation from the habitat-hectares approach developed in Australia for native vegetation (Parkes et al. 2003). The habitat-hectares method, which is based on compound metrics (Carreras Gamarra et al. 2018), involves comparing existing vegetation features (site conditions and landscape context components) and those of benchmark sites representing the average characteristics of the same vegetation in a mature natural or long-undisturbed condition, providing a global view of habitat quality rather than a species-specific view (Parkes et al. 2003). On the basis of an inventory of existing metrics and corresponding accounting methods, Carreras Gamarra et al. (2018) found that the habitat-hectares approach was the second-best suitable metric for measuring losses and gains, after the Biodiversity Significance Index. Bull et al. (2014) developed a version of the habitat-hectares approach specific to an Uzbek case study, in which the outcome of various equivalence assessment methods was compared. They found that, under their assumptions, the adapted habitat-hectares approach came closest to achieving NNL. The habitat-hectares approach as adapted in Peru is also based on values corresponding to a benchmark area. Given there were no existing high Andean ecosystems in a relatively undisturbed state, the benchmark values were devised using historical information, as recommended in Parkes et al. (2003).

In France, offsets are required for various biodiversity components, depending on the legislation that applies (e.g., protected species and habitats under the –transposed– European Birds and Habitats directives) (Quétier and Lavorel 2011; Bezombes et al. 2018). The logic that prevails, except for wetlands, is based on a protected (or endangered) species approach, with an ecological equivalence based on the functional traits of target species (feeding, conservation and reproduction) (Bezombes et al. 2018; Levrel 2020). It is under these functional traits that the notion of ‘ecological functions affected’, as it appears in the French legislation, is construed in the EIA process. The focus is therefore on the key dimensions of the ecological niche of target species, and not on specific ecosystems. Ecological functions being the biological processes of functioning and maintenance of ecosystems, which include e.g., water retention in soil, recycling of organic matter, regulation of the abundance of organisms (Regnery 2017), limiting them mainly to functional traits of species (for fauna at least) appears restrictive from a legal standpoint, although it may answer the need for operationality. Bezombes et al. (2017) found that, in equivalence assessment methods, criteria related to operationality are negatively correlated to criteria related to scientific basis and comprehensiveness. In addition, the EIA legislation does not distinguish between so-called common and remarkable biodiversity. The focus should hence not be only on emblematic species, at the risk of not covering all the negative environmental effects of the project (Lucas 2015). Some administrative courts have nevertheless ruled that common biodiversity is taken into account under the habitats entry (habitats of protected species) for both impact assessment and designing offsetting measures, without the need for a specific assessment of common biodiversity (see, e.g., TA Strasbourg 2021). This appears to be a limitation, as there could be cases where protected species and their habitats are not impacted.

4.2 *Addressing spatial considerations*

Spatial considerations include the choice of location of offsetting sites as well as the landscape context. Both countries established rules on the location of these sites, with the idea of proximity to the impact sites. Furthermore, landscape connectivity appears to be a key factor in the success of offsetting (Tarabon et al. 2020; Moulherat et al. 2023), but it is little integrated into the design of offsetting measures (Bigard et al. 2017). Taking landscape connectivity into account could, indeed, help guarantee

better biodiversity gains (McKenney and Kiesecker 2010; Quétier and Lavorel 2011; Quétier et al. 2014; Gelot and Bigard 2021).

In Peru, the biodiversity offsetting guidelines mention the need to take into account landscape connectivity. Although the assessment method for high Andean ecosystems is based on the habitat-hectares approach, it does not, however, include any measure that characterizes the corresponding landscape context, unlike the initial approach developed in Australia (Parkes et al. 2003; Quétier and Lavorel 2011; Carreras Gamarra et al. 2018) and the adjusted habitat-hectares approach developed by Bull et al. (2014) for the Uzbek case study. Other Peruvian guides may nevertheless include landscape-related attributes and indicators, such as the one on *bofedales* which includes 'landscape alterations' as an attribute for assessing EV (Peru, MINAM 2019d). Petitioners also have the possibility to add attributes and indicators, but may choose not to do so in order to avoid additional obligations.

In France, the absence of a nationally imposed method entails that approaches elaborated could be designed to account for landscape connectivity. One commonly used metric is the equivalent connectivity (EC) (Saura et al. 2011), based on the concept of "amount of reachable habitat" for a species or group of species (Saura and de la Fuente 2017). The modeling exercise is not, however, without limitations, which may concern the data used or the number of species targeted (see e.g., Tarabon et al. 2020, 2021; Moulherat et al. 2023). As we have seen in the case of the RCEA, the method applied includes a proximity coefficient to account for the distance between the impact and offset sites, and hence the possibility of colonization from impact to offset sites, but there are no specific coefficient addressing landscape connectivity. However, better gains are likely to be obtained if offsetting sites are close to natural areas (McKenney and Kiesecker 2010; Quétier and Lavorel 2011; Gelot and Bigard 2021), which would allow to stimulate species within offset sites by improving connectivity (Quétier et al. 2014; Tarabon et al. 2021). In our case study, the surroundings of offset sites were taken into account to ensure better gains, in the light notably of the obligation of results imposed on petitioners.

4.3. Addressing time lags

Temporal considerations must be taken into account when assessing equivalence. In particular, equivalence assessment methods must address time lags in order to aim for NNL (Quétier and Lavorel 2011; Maron et al. 2012; Bull et al. 2013; Bezombes et al. 2017). That is, temporal losses must be accounted for. According to Quétier and Lavorel (2011), a multiplier could be applied to a 'quality x area' method (such as the habitat-hectares approach) in order to account for time lags. In Peru, the adapted habitat-hectares approach does not include such a multiplier and, hence, does not take into account temporal losses. Further, as biodiversity offsetting requirements do not concern reversible damage in Peru, NNL and ecological equivalence do not apply. Interim (i.e., non-permanent) losses resulting from such reversible damage are thus not accounted for in Peru, while in France, as seen with the RCEA case study, weighting assessment methods may use a specific multiplier to account for temporal losses, although impacted areas will be rehabilitated at the end of operations. There is, however, no imposed equivalence assessment methods in France; each consultancy can develop its own (Levrel 2020). How temporal losses are taken into account may thus vary. In addition, the national method adopted for wetlands (Gayet et al. 2016a) does not appear to account for temporal losses (Levrel 2020). Assessment methods for wetland offsetting may nevertheless include a time lag factor, such as is the case in the Uniform Mitigation Assessment Method developed by the State of Florida (Quétier and Lavorel 2011; State of Florida nd). Further, the way methods used for *ex-post* ecological compensation account for time lags could be incorporated into *ex-ante* ecological compensation (offsets). As an example, the Habitat Equivalency Analysis (HEA) and Resource Equivalency Analysis (REA) methods, used for *ex-post* ecological compensation, account for delays by calculating gains and losses on an annual basis, and also apply a discounting rate to losses and gains (Quétier and Lavorel 2011). These methods are those advocated under the ELD, which also requires monitoring throughout the period over which gains are calculated to ensure that the gains from the remedial measure cover all the ecological losses associated with the damage (CGDD 2018b). Still in France, two biophysical assessment methods were

elaborated to scale ecological damage (*prejudice écologique*) (CGDD 2017, 2018b, c), which include an update factor (*facteur d'actualisation*).

4.4. Addressing uncertainties

Uncertainty of restoration outcomes, which refers to the risk of failure, bears a weight on the effectiveness of biodiversity offsets (Quétier and Lavorel 2011; Maron et al. 2012; Bull et al. 2013; Bezombes et al. 2017). As is the case with time lags, uncertainty considerations must also be incorporated into the design of biodiversity offsets (Maron et al. 2016). Multipliers are commonly used to account for uncertainties (Bull et al. 2017; McVittie and Faccioli 2020). The application of such multipliers leads to an increase in the compensation area, thus functioning as a precautionary measure (Karlsson and Edvardsson Björnberg 2021). In Peru, the various guidance documents do not expressly take into account uncertainty issues. It could nonetheless be argued that the methods developed to assess the ecological value of specific ecosystems account for uncertainty, as the offsetting surface area will be based on the offsetting site ecological value: the lower the ecological value, the higher the surface area to be covered.

In France, equivalence assessment methods can take into account uncertainty. It was the case in the RCEA case study, where an uncertainty-related coefficient was developed to assess gains. Further, where there is a lack of feedback on certain types of measures, these are not to be considered biodiversity offsets, but support measures (*mesures d'accompagnement*) (CGDD 2018a). Finally, the operator is subject to an obligation of results, which may lead to corrective measures being undertaken in the case of failure. A prerequisite is to ensure that monitoring campaigns are carried out and compliance with operating permits checked.

5. Conclusion

Albeit considered unachievable from a strictly ecological standpoint, the objective of NNL underlies most biodiversity offsetting policies, with the corollary principle of ecological equivalence between losses and gains. Biodiversity offsets nevertheless face a number of limitations impairing their effectiveness, which relate to ecological, spatial, temporal and uncertainty considerations. Offsetting being country and regulation-dependent, we compared the approaches adopted in Peru and France to assess whether and how these limitations were addressed, which could inform other countries in their development of offsetting policies as a growing number of States chose to implement such a mechanism, identified as an innovative scheme in the Kunming-Montreal biodiversity global framework (CBD 2022).

Both countries have similar guiding principles in relation to biodiversity offsets. However, Peru has an objective of NNL of biodiversity and ecosystem functionality, whereas France refers only to NNL of biodiversity. Such a distinction has an impact on the approach adopted in each country regarding ecological equivalence. An important distinction is that the equivalence assessment method is binding in Peru, while there is no mandatory method in France. In both countries, we found that the regulation and/or the imposed or accepted assessment methods aimed to address at least some of the limitations identified in the literature in relation to biodiversity offsets. In Peru, the method is based on the Australian habitat-hectares approach and is adapted for specific ecosystems. The landscape context is, however, not necessarily integrated in the method, and temporal losses are not accounted for. Uncertainty is not expressly accounted for either, but can be considered as being indirectly integrated, as a low ecological value of the offsetting site will require increasing its surface area. Further, we lack hindsight and perspective on the implementation of the Peruvian approach as it was adopted recently and only a few offsetting plans using the imposed methodology have been approved thus far.

In France, accounting methods vary greatly, preventing any comparison between offsetting actions carried out for different projects (Levrel 2020). Offsetting in France tend to be mostly focused on protected species and specific ecosystems (wetlands), although the general EIA rules apply to all biodiversity. A more comprehensive interpretation of 'ecological functions affected' (in legislative provisions) should lead to addressing ecosystems more globally, integrating aspects of the ecosystem

(e.g., soil) currently left aside. Further, weighting assessment methods may address both time lags (through time discounting) and risk of failure (uncertainty), the national method developed for wetlands does not appear to take such temporal losses into account. As to the landscape context, although necessarily or systematically addressed, it is in the interest of petitioners to take into account the offset site's surrounding areas as it may limit or contribute to meeting the obligation of results.

We hence show that the methods adopted in both countries, albeit different, do not fully address limitations generally associated with biodiversity offsetting, impairing its effectiveness. Our study focuses on limited aspects of offsetting in relation mainly to the design of biodiversity offsets in Peru and France, in the light of their respective>NNL objectives. Other elements would warrant further analysis, in particular monitoring and compliance, without which offset outcomes would remain purely hypothetical.

Acknowledgements

We thank all the individuals in Peru who agreed to be interviewed, and shared their time, experience and knowledge. We would also like to thank the company ALIAE, part of the Eiffage group, for providing documentation relating the RCEA (A79) case study.

Funding: this work was carried out with the financial support of the BEGI (*Biodiversité Environnement et Grandes Infrastructures*) corporate chair of the University of Paris 1 Pantheon-Sorbonne. BEGI is funded by Eiffage. The sponsor had no involvement in the study (design; data collection, analysis and interpretation; writing; article submission). The manuscript was communicated to the sponsor prior to its submission for publication, solely for information purposes.

Electronic supplementary material

Online Resource 1. Interview guidelines for expert interviews in Peru

References

- Agence de l'eau Loire-Bretagne, DREAL de bassin Loire-Bretagne (2015) Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux 2016-2021. Bassin Loire-Bretagne
- Alidor B (2017) Compensation et services écosystémiques. *Droit et Ville* N° 84:223–241
- Andreadakis A, Bigard C, Delille N, et al (2021) Approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique. Guide de mise en oeuvre. Ministère de la Transition Ecologique. Commissariat général au développement durable, Paris
- BBOP (2009) Business, biodiversity offsets and BBOP: an overview. Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), Forest Trends, Washington, D.C.
- Bezombes L, Gaucherand S, Kerbirou C, et al (2017) Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness? *Environmental Management* 60:216–230. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0877-5>
- Bezombes L, Gaucherand S, Spiegelberger T, et al (2018) A set of organized indicators to conciliate scientific knowledge, offset policies requirements and operational constraints in the context of biodiversity offsets. *Ecological Indicators* 93:1244–1252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.027>
- Bigard C, Pioch S, Thompson JD (2017) The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. *Journal of Environmental Management* 200:35–45. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.057>
- Bull JW, Lloyd SP, Strange N (2017) Implementation Gap between the Theory and Practice of Biodiversity Offset Multipliers. *Conservation Letters* 10:656–669. <https://doi.org/10.1111/conl.12335>

- Bull JW, Milner-Gulland EJ, Suttle KB, Singh NJ (2014) Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. *Biological Conservation* 178:2–10. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.006>
- Bull JW, Strange N (2018) The global extent of biodiversity offset implementation under no net loss policies. *Nat Sustain* 1:790–798. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0176-z>
- Bull JW, Suttle B, Gordon A, et al (2013) Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx* 47:369–380. <https://doi.org/10.1017/S003060531200172X>
- Calvet C, Ollivier G, Napoléone C (2015) Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review. *Biological Conservation* 192:492–503. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.036>
- Carreras Gamarra MJ, Lassoie JP, Milder J (2018) Accounting for no net loss: A critical assessment of biodiversity offsetting metrics and methods. *Journal of Environmental Management* 220:36–43. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.008>
- CBD (2022) Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada
- CGDD (2013) Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels. - Temis - Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. Commissariat général au développement durable, Direction de l'eau et de la biodiversité, Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie, Paris
- CGDD (2018a) Évaluation environnementale. Guide d'aide à la définition des mesures éviter, réduire, compenser (ERC). Commissariat général au développement durable, Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire
- CGDD (2018b) Préjudice écologique, bien dimensionner la réparation des dommages. Commissariat général au développement durable, Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire
- CGDD (2017) Comment réparer des dommages écologiques de moindre gravité? Commissariat général au développement durable, Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer
- CGDD (2018c) Comment réparer des dommages écologiques graves? Commissariat général au développement durable, Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire
- CGDD, Cerema, AFB (2018) Compensation écologique des cours d'eau. Exemples de méthodes de dimensionnement. Commissariat général au développement durable, Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire
- Cour de cassation (2012) Affaire Erika
- Devictor V (2018) La compensation écologique : fondements épistémiques et reconfigurations technoscientifiques. *Nat Sci Soc* 26:136–149. <https://doi.org/10.1051/nss/2018032>
- Doussan I (2018) Quand les parlementaires débattent de la compensation écologique : des occasions manquées. *Natures Sciences Sociétés* 26:159–169. <https://doi.org/10.1051/nss/2018029>
- Dupont V, Lucas M (2017) La loi pour la reconquête de la biodiversité : vers un renforcement du régime juridique de la compensation écologique ? *Cahiers Droit, Sciences & Technologies* 143–165. <https://doi.org/10.4000/cdst.548>
- European Union (2004) Directive 2004/35/CE of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage

- Fèvre M (2017) Les « services écosystémiques », une notion fonctionnelle. *Droit et Ville* N° 84:95–118
- France (1976) Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature
- France (2016) Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages
- France (2021) Loi n°2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets
- France (2022) Décret n° 2022-1673 du 27 décembre 2022 portant diverses dispositions relatives à l'évaluation environnementale des actions ou opérations d'aménagement et aux mesures de compensation des incidences des projets sur l'environnement
- Gardner TA, Von Hase A, Brownlie S, et al (2013) Biodiversity Offsets and the Challenge of Achieving No Net Loss. *Conservation Biology* 27:1254–1264. <https://doi.org/10.1111/cobi.12118>
- Gayet G, Baptist F, Baraille L, et al (2016a) Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides - Version 1.0. Fondements théoriques, scientifiques et techniques. ONEMA, MNHN
- Gayet G, Baptist F, Baraille L, et al (2016b) Guide de la méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides. ONEMA, MNHN
- Gelot S, Bigard C (2021) Challenges to developing mitigation hierarchy policy: findings from a nationwide database analysis in France. *Biological Conservation* 263:109343. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109343>
- Gibbons P, Lindenmayer DB (2007) Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? *Ecological Management & Restoration* 8:26–31. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2007.00328.x>
- GIBOP (2019) Global Inventory of Biodiversity Offset Policies (GIBOP). International Union for Conservation of Nature, The Biodiversity Consultancy, Durrell Institute of Conservation & Ecology. <https://portals.iucn.org/offsetpolicy/>. Accessed 25 Jan 2022
- Gonçalves B, Marques A, Soares AMVDM, Pereira HM (2015) Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:61–67. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.008>
- IPBES (2019) Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn, Germany
- Karlsson M, Edvardsson Björnberg K (2021) Ethics and biodiversity offsetting. *Conservation Biology* 35:578–586. <https://doi.org/10.1111/cobi.13603>
- Laitila J, Moilanen A, Pouzols FM (2014) A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods in Ecology and Evolution* 5:1247–1254. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12287>
- Levrel H (2020) Les compensations écologiques. La Découverte, Paris
- Lucas M (2015) Étude juridique de la compensation écologique. LGDJ, Lextenso éditions, Issy-les-Moulineaux
- Maron M, Hobbs RJ, Moilanen A, et al (2012) Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155:141–148. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003>

- Maron M, Ives CD, Kujala H, et al (2016) Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. *BioScience* 66:489–498. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw038>
- Marshall E, Wintle BA, Southwell D, Kujala H (2020) What are we measuring? A review of metrics used to describe biodiversity in offsets exchanges. *Biological Conservation* 241:108250. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108250>
- Maseyk F, Barea L, Stephens R, et al (2016) A disaggregated biodiversity offset accounting model to improve estimation of ecological equivalency and no net loss. *Biological Conservation* 204:322–332. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.016>
- McKenney BA, Kiesecker JM (2010) Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management* 45:165–176. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3>
- McVittie A, Faccioli M (2020) Biodiversity and ecosystem services net gain assessment: A comparison of metrics. *Ecosystem Services* 44:101145. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101145>
- MEDDE (2012) Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel. Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, Paris
- Moilanen A, Van Teeffelen AJA, Ben-Haim Y, Ferrier S (2009) How Much Compensation is Enough? A Framework for Incorporating Uncertainty and Time Discounting When Calculating Offset Ratios for Impacted Habitat. *Restoration Ecology* 17:470–478. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00382.x>
- Moreno-Mateos D, Maris V, Béchet A, Curran M (2015) The true loss caused by biodiversity offsets. *Biological Conservation* 192:552–559. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.016>
- Moulherat S, Soret M, Gourvil P-Y, et al (2023) Net loss or no net loss? Multiscalar analysis of a gas pipeline offset efficiency for a protected butterfly population. *Environmental Impact Assessment Review* 100:107028. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2022.107028>
- Parkes D, Newell G, Cheal D (2003) Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management & Restoration* 4:S29–S38. <https://doi.org/10.1046/j.1442-8903.4.s.4.x>
- Peru (1990) Código del Medio Ambiente y los Recursos Naturales
- Peru (1993) Constitución política del Perú, 13° edición oficial
- Peru (2005) Ley General del Ambiente. Ley N° 28611
- Peru (2001) Ley del Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental
- Peru (2015) Ley de Promoción de las Inversiones para el Crecimiento Económico y el Desarrollo Sostenible
- Peru, MINAM (2009) Decreto Supremo N° 019-2009-MINAM, Aprueban el Reglamento de la Ley N° 27446, Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental
- Peru, MINAM (2015) Lineamientos para la Compensación Ambiental en el marco del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA). R. M. N°398-2014-MINAM. Ministerio del Ambiente (MINAM), Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural, Lima, Perú
- Peru, MINAM (2016a) Guía General para el Plan de Compensación Ambiental. R.M. N°066-2016-MINAM. Ministerio del Ambiente (MINAM), Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural, Lima, Perú

- Peru, MINAM (2016b) Guía complementaria para la compensación ambiental: Ecosistemas Altoandinos. R.M. N°183-2016-MINAM. Ministerio del Ambiente (MINAM), Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural, Lima, Perú
- Peru, MINAM (2019a) Conociendo nuestra biodiversidad. Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú. Ministerio del Ambiente (MINAM), Lima, Perú
- Peru, MINAM (2019b) Guía de evaluación del estado del ecosistema de bofedal. Ministerio del Ambiente (MINAM), Lima, Perú
- Peru, MINAM (2019c) Guía de evaluación del estado de ecosistemas de bosque seco: Bosque estacionalmente seco de llanura, bosque estacionalmente seco de colina y montaña. Ministerio del Ambiente (MINAM), Lima, Perú
- Peru, MINAM (2019d) Guía de evaluación del estado del ecosistema de yunga: bosques basimontano y montano. Ministerio del Ambiente (MINAM), Lima, Perú
- Peru, MINAM (2018a) Guía para la elaboración de la línea base en el marco del Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental - SEIA. Ministerio del Ambiente (MINAM), Lima, Peru
- Peru, MINAM (2018b) Guía para la identificación y caracterización de impactos ambientales en el marco del Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental - SEIA. Ministerio del Ambiente (MINAM), Lima, Peru
- Peru, MINAM (2018c) Aprueban la Guía para la Elaboración de la Línea Base y la Guía para la identificación y caracterización de impactos ambientales, en el marco del Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental - SEIA
- Peru, MINAM (2022a) Guía para la elaboración de la línea base en el marco del SEIA. Ministerio del Ambiente (MINAM), Lima, Peru
- Peru, MINAM (2022b) Guía para la identificación y caracterización de impactos ambientales en el marco del SEIA. Ministerio del Ambiente (MINAM), Lima, Peru
- Peru, MINAM (2020) [Draft] Guía para la elaboración de la Estrategia de Manejo Ambiental en el marco del Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental
- Peru, MINAM (2016c) Decreto Supremo N° 005-2016-MINAM que aprueba el Reglamento del Título II de la Ley N° 30327, Ley de Promoción de las Inversiones para el Crecimiento Económico y el Desarrollo Sostenible, y otras medidas para optimizar y fortalecer el Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental
- Quétier F, Lavorel S (2011) Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation* 144:2991–2999. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.009>
- Regnery B (2017) La compensation écologique: concepts et limites pour conserver la biodiversité. Publications scientifiques du Muséum national d'histoire naturelle, Paris
- Regnery B, Kerbirou C, Julliard R, et al (2013) Sustain common species and ecosystem functions through biodiversity offsets: response to Pilgrim et al. *Conservation Letters* 6:385–386. <https://doi.org/10.1111/conl.12027>
- Saura S, de la Fuente B (2017) Connectivity as the Amount of Reachable Habitat: Conservation Priorities and the Roles of Habitat Patches in Landscape Networks. In: Gergel SE, Turner MG

- (eds) Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques. Springer, New York, NY, pp 229–254
- Saura S, Estreguil C, Mouton C, Rodríguez-Freire M (2011) Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators* 11:407–416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.011>
- Semal L, Guillet F (2017) Chapitre 6. Compenser les pertes de biodiversité. Presses de Sciences Po
- State of Florida (nd) Chap. 62-345: Uniform Mitigation Assessment Method. <https://www.flrules.org/gateway/ChapterHome.asp?Chapter=62-345>. Accessed 31 Dec 2022
- TA Strasbourg (2021) Alsace Nature
- Tarabon S, Calvet C, Delbar V, et al (2020) Integrating a landscape connectivity approach into mitigation hierarchy planning by anticipating urban dynamics. *Landscape and Urban Planning* 202:103871. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103871>
- Tarabon S, Dutoit T, Isselin-Nondedeu F (2021) Pooling biodiversity offsets to improve habitat connectivity and species conservation. *Journal of Environmental Management* 277:111425. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111425>
- Van Audenhove L, Donders K (2019) Talking to People III: Expert Interviews and Elite Interviews. In: *The Palgrave Handbook of Methods for Media Policy Research*. Springer International Publishing, Cham, pp 179–197

IV. Conclusion

La Colombie et le Pérou ont connu d'importants développements en matière de compensation écologique depuis les années 2000 et, surtout, 2010. Des organisations non-gouvernementales internationales ont accompagné les gouvernements respectifs de ces deux pays dans la mise en place de leur politique relative à la compensation. Cela s'est traduit par l'intégration, dans leur réglementation, des principes relatifs à ce mécanisme tels que recommandés au niveau international (voir p. ex. BBOP, 2012), et que nous retrouvons également en droit français, en particulier l'objectif de NNL et les principes d'équivalence et d'additionnalité. Toutefois, si la France fait référence à un NNL de biodiversité, le Pérou se mentionne un NNL « *de biodiversité et de la fonctionnalité des écosystèmes* » (Pérou, MINAM, 2015). De même, la réglementation française vise l'équivalence écologique, alors que la Colombie se réfère à une équivalence écologique ou écosystémique. Cette approche écosystémique est mise en œuvre de manière distincte dans les deux pays latino-américains, avec cependant une différence notable par rapport à ce qui est fait en France : les méthodes d'évaluation de l'équivalence y sont imposées, et donc contraignantes, alors que le choix de la méthode de dimensionnement est plus libre en France (Andreadakis *et al.*, 2021) et résultera notamment des discussions entre le maître d'ouvrage et les services instructeurs pour chaque projet. Nous abordons la question de l'objectivation du dimensionnement de la compensation écologique dans l'article (acte de colloque) à paraître dans la Revue juridique de l'environnement.

Outre le fait que l'imposition de la méthode de dimensionnement du besoin compensatoire par la réglementation soit source d'une plus grande sécurité juridique, les approches développées en œuvre en Colombie et au Pérou permettent une plus grande objectivation de la compensation. Ainsi, en Colombie, le dimensionnement de la compensation (actions de restauration ou de préservation) se fonde sur des facteurs prédéterminés, pouvant aller jusqu'à un ratio de 1:10. Ces ratios surfaciques ont été arrêtés sur la base des données scientifiques disponibles et se fondent sur la carte nationale des écosystèmes (voir en particulier (Colombie, MADS, 2018), comme nous l'avons décrit dans l'article publié dans la revue *Environmental Science & Policy*. Quant au Pérou, c'est une méthode d'équivalence par écarts de milieux qui est imposée, dont les grandes lignes sont arrêtées dans un guide général et qui a donné lieu à l'adoption de méthodes spécifiques à certains écosystèmes (quatre à ce jour : écosystèmes des hautes Andes, *yunga*, *bofedales*, forêts sèches). L'état de conservation de l'écosystème y est déterminé sur la base d'attributs (déclinés en indicateurs) représentant la structure, la composition et la fonction de l'écosystème. Concernant les écosystèmes des hautes Andes, ces attributs sont au nombre de trois : floristique, stabilité et intégrité biotique du site). Nous décrivons cette approche, en la comparant au système français, dans le manuscrit soumis à la revue *Regional Environmental Change*. Ainsi, tant en Colombie qu'au Pérou, l'approche n'est pas focalisée sur les espèces et espaces protégées mais est plus englobante, en visant l'écosystème.

La comparaison entre les deux pays sud-américains et la France s'est concentrée sur la phase amont, c'est-à-dire avant l'obtention de l'arrêté d'autorisation, non par choix, mais par manque d'éléments d'analyse sur la phase de mise en œuvre. La question du suivi et du contrôle des mesures semble en effet être source de difficultés et il n'y a pas toujours suffisamment de recul temporel pour évaluer la mise en œuvre.

Troisième Partie. Enseignements et perspectives

Cette Troisième Partie vient clore la présente thèse.

Le Chapitre 7 comprend une discussion des résultats au regard de la question de recherche initiale et des hypothèses présentées à la fin du Chapitre 2. Après avoir rappelé les apports de chacun des terrains et matériaux empiriques de recherche, nous développons des éléments soulevés par ou pour la compensation écologique, à savoir la contribution possible à la lutte contre l'artificialisation des sols (une telle contribution est-elle réaliste) et l'impact, sur l'effectivité et l'efficacité de la compensation, du manque des ressources des services de l'État en charge des autorisations environnementales et de celui des juridictions administratives. Nous suggérons la conduite et la réalisation d'une évaluation de politique publique.

Le Chapitre 8 constitue la conclusion générale.

Chapitre 7. Discussion et perspectives

La compensation écologique est généralement présentée comme un mécanisme permettant de concilier développement économique et préservation de la biodiversité. Cela ressort, par exemple, de la stratégie biodiversité de l'UE (à tout le moins celle à l'horizon 2020), mais également du nouveau cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal, adopté en décembre 2022. Toutefois, la compensation écologique, objet d'un vif débat, demeure contestée dans son principe. Le caractère unique de toute entité biologique la rendant irremplaçable (Devictor, 2018), la compensation servirait ainsi à donner l'illusion que la biodiversité a pu être déplacée et substituée ailleurs, et ce afin de permettre les projets d'aménagement (Apostolopoulou & Adams, 2017; Arnould de Sartre & Doussan, 2018). Compenser, c'est donc déjà, par principe, accepter une perte irréversible de biodiversité. Comme le notent Damiens *et al.* (2021), ce mécanisme permet, au mieux, de « *réduire temporairement la perte permanente de biodiversité* ». L'ampleur d'une telle perte sera accrue si la séquence ERC dans son ensemble n'est pas mise en œuvre de manière satisfaisante. Or, comme nous l'avons notamment développé dans les Chapitres 1 et 2, la compensation fait face à de nombreux défis non résolus à ce jour, qui concernent tant sa conceptualisation et son dimensionnement que sa mise en œuvre. L'efficacité même de la compensation est contestée (Calvet *et al.*, 2015; Lindenmayer *et al.*, 2017; May *et al.*, 2017; Weissgerber *et al.*, 2019b; zu Ermgassen, Baker, *et al.*, 2019).

À travers nos travaux, nous avons ainsi cherché à répondre à la question de savoir s'il était possible, à travers une meilleure intégration interdisciplinaire (géographie, écologie et droit) d'améliorer et de perfectionner le mécanisme de la compensation écologique afin qu'il réponde à l'objectif de protection de la biodiversité, ou si, au contraire, les défauts qui lui sont inhérents sont tels que la compensation ne pourra pas atteindre le niveau d'efficacité nécessaire à une réelle conservation de la biodiversité.

Dans le présent chapitre, après avoir rappelé les principaux apports de nos trois terrains de recherche (I), nous mettons en lumière plusieurs obstacles ou limitations à l'effectivité de la compensation : le manque de ressources chronique des services administratifs de l'État et des juridictions administratives (II) et la difficile contribution de la compensation à la lutte contre l'artificialisation des sols (III). Ces éléments, ainsi que l'absence de réelle analyse amont de la pertinence des projets, à un moment où une co-construction serait encore possible (IV), nous conduisent à affirmer que la compensation écologique n'est pas à la hauteur des attentes et des enjeux. Il nous semble indispensable que la séquence ERC dans son ensemble, tant pour les projets que pour les plans et programmes, fasse l'objet d'une évaluation de l'impact de cette politique publique, au vu de l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité (V).

I. Les principaux apports des trois terrains de recherche

La lecture des textes juridiques français laisse entendre et comprendre que la compensation devrait être avant tout écologique (avec le principe d'équivalence écologique et l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité), et couvrir l'ensemble de la biodiversité et non pas uniquement les espèces et espaces protégés. Les mesures compensatoires doivent en outre être effectives pendant toute la

durée des atteintes et sont soumises à une obligation de résultats. Toutefois, l'analyse que nous faisons de la compensation écologique au prisme de nos trois terrains et matériaux empiriques de recherche laisse dubitatif quant à sa réelle effectivité et efficacité. L'enrayement de la perte de biodiversité à travers la mise en œuvre de mesures compensatoires semble illusoire.

Les résultats de l'étude de cas RCEA (A79) démontrent que l'aspect écologique n'est en réalité qu'un sous-aspect de la compensation, et non le principal, puisque la compensation est avant tout issue de discussions et de compromis (ou plutôt d'arrangements) entre diverses catégories d'acteurs du territoire. Ces arrangements territoriaux interviennent dans des cadres soumis à des contraintes qui se superposent. La première contrainte est de nature réglementaire : il faut appliquer la réglementation en vigueur et démontrer que l'on respecte les principes et obligations qui y sont établis. Ce respect n'est pas uniquement orienté par des considérations écologiques et par l'objectif ultime de contribuer à enrayer l'érosion de la biodiversité. En effet, les interactions entre acteurs tiennent également, et avant tout pourrait-on dire, compte d'autres éléments. Des éléments de nature financière tout d'abord, liés à la nécessité de respecter les délais contractuels établis dans le contrat de concession pour éviter au maître d'ouvrage des pénalités de retard conséquentes. Des éléments liés à l'accès au foncier ensuite, qui peuvent conduire à s'intéresser dans un premier temps aux terrains qui pourraient accueillir des mesures compensatoires en raison d'opportunités foncières (les propriétaires et/ou exploitants seraient disposés à contractualiser), avant de déterminer les mesures qui pourraient être mises en place. Des éléments, enfin, liés à l'organisation de la gestion des sites compensatoires et le suivi des mesures : le recours à des structures associatives locales peut permettre de faire mieux accepter le projet et ainsi limiter les risques de conflits et de recours contentieux. Il en ressort que, comme le notait Devictor (2018), la compensation écologique est avant tout le fruit d'un processus politique visant à faciliter l'intégration des enjeux de biodiversité dans les politiques d'aménagement, sans que l'aspect écologique prime.

Quant à l'analyse du contentieux relatif au projet GCO (A355), il s'en dégage que des mesures compensatoires peuvent servir à régulariser des mesures d'évitement et de réduction jugées insuffisantes. Si une telle solution tient compte d'un état de fait (les travaux de construction de l'infrastructure ont été mis en œuvre et les impacts sur la biodiversité sont effectifs), l'article L.163-1 du C. env. indique pourtant que les mesures de compensation « *ne peuvent pas se substituer aux mesures d'évitement et de réduction* ». De même, dans le cadre de la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées, concernant la condition relative au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle, l'insuffisance des mesures ERC peut être régularisée dans le but de remplir et respecter cette condition. Ces éléments nous ont conduit, dans le Chapitre 5, à qualifier la compensation d'arme de régularisation massive. Par ailleurs, si les juges administratifs strasbourgeois reconnaissent qu'il convient de tenir compte de la biodiversité dite ordinaire, ils n'en considèrent pas moins que cette prise en compte est suffisante à travers l'entrée habitats de la compensation, correspondant aux zones humides et aux cortèges d'habitats auxquels sont inféodées des espèces protégées. La compensation de la biodiversité dite ordinaire ne semble donc pas exister pour elle-même (Lucas, 2015). Quant à la durée de la compensation, les juges repoussent à des décennies (fin de la concession) la question du devenir des sites et des mesures, considérant qu'il appartiendra au préfet, à l'issue de cette durée, de prendre les mesures qui s'imposent compte tenu de l'exigence

réglementaire que les mesures compensatoires soient effectives pendant toute la durée des atteintes. Enfin, l'analyse du contentieux GCO témoigne du rôle essentiel que jouent les associations de protection de l'environnement dans la remontée de données et connaissances scientifiques, afin d'appuyer leurs demandes et d'éclairer les tribunaux. La manière dont ces associations contribuent à faire respecter et avancer le droit pourrait constituer un axe de recherche à développer à l'avenir. Toutefois, les juges strasbourgeois ont refusé de prendre en compte les éléments relatifs à la mise en œuvre des mesures compensatoires, et donc à leur efficacité ; ils se placent en effet au moment de l'autorisation environnementale, laquelle est en réalité fondée, à ce stade, sur des projections hypothétiques.

En outre, les terrains RCEA (A79) et GCO (A355) montrent que la compensation écologique, telle que déterminée et mise en œuvre en France, est le résultat d'arrangements, de compromis, auxquels n'échappe pas la méthode d'évaluation du besoin compensatoire. Le dimensionnement de ce besoin dépendra des échanges entre le maître d'ouvrage (et son bureau d'études) et les services instructeurs, lesquels peuvent ne pas avoir les mêmes points de vue d'un service à l'autre (inter-DREAL par exemple). Un tel compromis conduit également à ce que les données scientifiques ne constituent pas l'élément le plus important. Cette situation est à mettre en regard avec les approches développées en Colombie et au Pérou, qui permettent une plus grande objectivation de la compensation. Ainsi, en Colombie, l'utilisation de ratios (facteurs) de compensation prédéterminés (pouvant aller jusqu'à 1:10) permettent une meilleure anticipation des besoins compensatoires et, par là-même, potentiellement une plus grande capacité d'évitement et de réduction. Si ces ratios peuvent apparaître, de prime abord, comme uniquement surfaciques, ils sont en réalité fondés sur les données scientifiques existantes (sur la base notamment des écosystèmes recensés dans le pays) et ont un caractère contraignant : ils s'imposent au maître d'ouvrage. Au Pérou, bien que l'approche soit différente, elle est toutefois plus objective que ce qui est fait en France. Là aussi, la méthodologie pour l'évaluation du besoin compensatoire est établie par la réglementation : il s'agit d'une méthode d'équivalence par écarts de milieux, un guide général (comprenant les grandes lignes de la méthode) et des guides spécifiques à certains écosystèmes (quatre à ce jour) ayant été élaborés. Par ailleurs, l'approche péruvienne n'est pas limitée aux espèces et espaces protégés : elle vise une absence de perte nette de biodiversité et de fonctions écologiques, les attributs et indicateurs mis en place dans traduisant cette focalisation écosystémique (prise en compte des sols, etc.).

Ces trois terrains ont un point commun : le focus est sur la phase amont, c'est-à-dire le dimensionnement de la dette écologique et la détermination des mesures compensatoires à mettre en œuvre. Le suivi et le contrôle de l'efficacité sont le parent pauvre. En Colombie et au Pérou, un tel contrôle apparaît encore limité. En France, il semble dépendre principalement du bon vouloir du maître d'ouvrage. Or, sans suivi et contrôle, pas d'évaluation de l'efficacité des mesures compensatoires et donc du respect de l'obligation de résultats. Dans de telles circonstances, la compensation écologique ne saurait remplir son objectif en tant qu'outil de conservation de la nature. Ce constat nous conduit à développer, dans les sections qui suivent, certains éléments contribuant à affaiblir la portée de la compensation.

II. Le manque chronique de ressources, un frein à l'efficacité de la compensation

La littérature disponible mentionnait déjà un manque de ressources tant financières qu'humaines au sein des services de l'État pour permettre une application efficace de la réglementation relative à la séquence ERC, et donc à la compensation écologique (Calvet & Salles, 2019; Dauguet, 2020; Gelot & Bigard, 2021; Levrel, 2022; Padilla *et al.*, 2020; Petitimberty, 2018; Quétier, Regnery, *et al.*, 2014). Les résultats de l'analyse de l'étude de cas RCEA (A79) ont confirmé cet état de fait, qui s'accroît quand vient la phase de suivi et de contrôle des mesures compensatoires. Or, en l'absence de réel contrôle de la part des services de l'État, comment s'assurer du respect de l'obligation de résultats (et de l'adoption de mesures correctives, le cas échéant) ?

Par ailleurs, le manque de moyens n'est pas limité aux services administratifs de l'État, mais touche également les juridictions administratives. Ces dernières se heurtent au besoin de disposer de l'expertise technique suffisante dans les dossiers portant sur des questions de compensation écologique. Au cours d'un échange avec un magistrat administratif³⁰⁰, ce dernier nous a indiqué que si le juge a le pouvoir d'ordonner une expertise complémentaire, il ne le fait concrètement jamais, compte tenu notamment du stock de dossiers (plusieurs centaines) de chaque magistrat et du fait que les dossiers arrivent alors qu'ils ont déjà plusieurs années. Les juges se fondent ainsi exclusivement sur les pièces du dossier, c'est-à-dire les pièces versées par les parties³⁰¹, dont le rapport et les moyens financiers (et donc de production d'études) peuvent être déséquilibrés. Les associations environnementales ne peuvent pas être impliquées dans tous les dossiers, comme a pu l'être Alsace Nature dans le cas GCO (A355). L'insuffisance des ressources allouées aux juridictions administratives a été mise en exergue dans deux rapports du sénateur Patrick Kanner, dans le cadre des projets de loi de finance pour 2018 et 2019, respectivement. Ce dernier note ainsi que, « *à effectifs constants, l'effort demandé aux juridictions administratives en raison de l'accroissement continu du contentieux repose sur une augmentation de la charge de travail des magistrats et des personnels administratifs* » (Kanner, 2017) et « *60 % des magistrats estiment que leur charge de travail n'est pas compatible avec le temps qui leur est alloué pour s'en acquitter* » (Kanner, 2017, 2018). En 2017, le contentieux de l'urbanisme, de l'aménagement et de l'environnement était l'un des contentieux à avoir le plus progressé, représentant 7 % des entrées (en augmentation de 11 %) (Kanner, 2018).

Enfin, le peu de poursuites pénales à l'encontre des contrevenants en matière environnementale (GT DPE, 2022) ne saurait avoir un caractère dissuasif. Si certaines affaires ont pu faire grand bruit, comme dernièrement la condamnation de SNCF Réseau pour complicité d'atteinte à l'environnement³⁰², elles font figure d'exception.

Ainsi, nous faisons face à une compensation écologique évaluée principalement sur un fondement hypothétique, l'évaluation de la réelle efficacité des mesures paraissant illusoire, compte tenu des

³⁰⁰ Communication personnelle du 13 septembre 2023.

³⁰¹ Dans les décisions des juridictions administratives, la précision « *il résulte de l'instruction...* » renvoie à l'instruction des pièces versées aux débats par les parties.

³⁰² Tribunal correctionnel d'Angers, 22 août 2023, 1119/2023. La société SNCF Réseau a été condamnée à une amende de 450 000 euros pour « *complicité d'atteinte non autorisée par personne morale à la conservation d'habitat naturel d'une espèce protégée* » et « *complicité d'atteinte non autorisée par personne morale à la conservation d'espèce animale non domestique-espèce protégée* ».

moyens limités dont disposent les acteurs à l'aval de l'autorisation environnementale (services de l'État pour le contrôle, TA qui manquent de ressources et qui se refusent à examiner l'efficacité des mesures lorsqu'ils sont saisis d'une requête tendant à l'annulation de l'AP d'autorisation). Si les grands projets visibles font l'objet d'une attention particulière, de la part des associations de protection de l'environnement notamment, ces dernières ne peuvent pas être partout. Elles ont-elles-mêmes des ressources limitées et ne peuvent donc pallier les insuffisances du cadre administratif.

III. La difficile contribution de la compensation à la lutte contre l'artificialisation des sols

L'objectif de zéro artificialisation nette (ZAN) a fait son apparition en 2018, dans le Plan biodiversité (MTES, 2018). À la suite de la Convention citoyenne pour le climat qui s'est tenue entre 2019 et 2020, l'objectif ZAN a été intégré dans la loi Climat et Résilience de 2021, laquelle vise l'atteinte de l'objectif ZAN d'ici à 2050 et une division de moitié du rythme d'artificialisation des sols³⁰³. Le dispositif a été complété en juillet 2023, afin d'accompagner les élus locaux dans la mise en œuvre de ces objectifs³⁰⁴. Il appartient en effet aux collectivités locales de décliner les moyens d'atteindre ces objectifs dans les documents de planification et d'urbanisme.

Depuis la loi Climat et Résilience, cet objectif ZAN apparaît à l'article L.101-2 du C. urba., l'une des manières d'y contribuer étant à travers la renaturation des sols artificialisés³⁰⁵. Le C. urba. définit l'artificialisation comme « *l'altération durable de tout ou partie des fonctions écologiques d'un sol, en particulier de ses fonctions biologiques, hydriques et climatiques, ainsi que de son potentiel agronomique par son occupation ou son usage* »³⁰⁶, la renaturation d'un sol (ou désartificialisation) consistant « *en des actions ou des opérations de restauration ou d'amélioration de la fonctionnalité d'un sol, ayant pour effet de transformer un sol artificialisé en un sol non artificialisé* »³⁰⁷. Une nomenclature de l'artificialisation des sols a été établie³⁰⁸. Le lien entre compensation écologique et objectif ZAN est fait dans ce cadre, les mesures compensatoires devant à présent être « *mises en œuvre en priorité au sein des zones de renaturation préférentielle identifiées* » dans les SCoT³⁰⁹ au moment de l'actualisation de ces derniers, sous réserve du respect des règles applicables à la compensation, et en particulier le principe d'équivalence écologique. Or, il a ensuite été précisé que les mesures compensatoires devaient être réalisées dans de telles zones à la

³⁰³ Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021, préc., art. 191 : « *Afin d'atteindre l'objectif national d'absence de toute artificialisation nette des sols en 2050, le rythme de l'artificialisation des sols dans les dix années suivant la promulgation de la présente loi doit être tel que, sur cette période, la consommation totale d'espace observée à l'échelle nationale soit inférieure à la moitié de celle observée sur les dix années précédant cette date. Ces objectifs sont appliqués de manière différenciée et territorialisée, dans les conditions fixées par la loi* ».

³⁰⁴ Loi n° 2023-630 du 20 juillet 2023 visant à faciliter la mise en œuvre des objectifs de lutte contre l'artificialisation des sols et à renforcer l'accompagnement des élus locaux, JORF n° 167 du 21 juillet 2023.

³⁰⁵ C. urba., art. L.101-2-1.

³⁰⁶ C. urba., art. L.101-2-1 7°, al. 1.

³⁰⁷ Même article, al. 2.

³⁰⁸ C. urba., art. R101-1, Annexe. Créé par le décret n° 2022-763 du 29 avril 2022 relatif à la nomenclature de l'artificialisation des sols pour la fixation et le suivi des objectifs dans les documents de planification et d'urbanisme, JORF n° 101 du 30 avril 2022.

³⁰⁹ C. env., art. L.163-1 II, préc.

condition, notamment, « *que leurs conditions de mise en œuvre [soient] techniquement et économiquement acceptables* »³¹⁰.

Sur la période 2012-2018, le taux d'artificialisation était 11 fois plus élevé que le taux de création de surfaces de compensation (Gelot & Bigard, 2021). S'il a déjà été relevé que les mesures compensatoires devraient être mises en œuvre sur des sites aussi dégradés que les sites impactés après réalisation du projet (Weissgerber *et al.*, 2019b), Gelot & Bigard (2021) montrent, sur la base d'une analyse des données GéoMCE, que seulement 8 % des mesures compensatoires sont mises en œuvre dans des zones artificielles, répartis en 3 % sur des surfaces imperméables et 5 % sur des surfaces poreuses (p. ex. zones végétalisées artificielles). Selon ces auteures, ce faible taux serait une conséquence du prix des terrains et du coût de la restauration :

Le faible nombre de mesures compensatoires sur des terres artificielles – et encore moins sur des surfaces pavées – suggère que le prix des terres et le coût de la restauration jouent un rôle crucial dans le choix du site. Les terrains artificiels sont chers et généralement réservés à des activités rentables (commerces, entreprises, logements, etc.). En outre, les actions visant à transformer les zones pavées en sols poreux sont coûteuses et contraignantes pour les propriétaires, par rapport aux mesures de restauration des zones naturelles ou agricoles. (Gelot & Bigard, 2021)

Il résulte de ce qui précède que, à ce jour, la compensation écologique ne permet pas de contribuer à l'objectif ZAN. En réalité, ce sont les considérations financières qui priment (prix des terrains artificiels trop cher et désartificialisation trop coûteuse ; compensation dans les zones préférentielles de renaturation si la mise en œuvre des mesures est économiquement acceptable). Ainsi, les projets, et en particulier les grands projets d'infrastructure, contribuent à l'artificialisation des sols, mais les mesures devant compenser leurs impacts sur la biodiversité sont mises en œuvre sur des surfaces déjà naturelles ou agricoles. Or, il convient de tenir compte de la finitude de l'espace (Bezombes & Regnery, 2020; Ollivier *et al.*, 2020) : y aura-t-il toujours suffisamment de terres appropriées pour la compensation ? Comme le relèvent *zu Ermgassen et al.* (2019), il est à prévoir que les cas de pénurie de terres pour la compensation augmenteront à l'avenir. Lucas (2015) note, quant à elle, qu'« *il est troublant de penser que, corrélativement à l'artificialisation croissante des espaces, le besoin en compensation écologique grandit et le nombre d'espaces disponibles diminue* ».

IV. Anticiper la planification ou planifier l'anticipation ?

En réalité, sans une analyse anticipatrice préalable très en amont (c'est-à-dire avant qu'un projet soit acté), il paraît difficile de créer un réel compromis qui ferait consensus. Seule une telle analyse amont permettrait de trouver les solutions les moins impactantes et, d'une certaine manière, de coconstruire le projet avec l'ensemble des parties prenantes, en incluant comme résultat possible le choix de ne pas faire le projet. En bref, les interactions et les compromis doivent être recherchés d'abord à un niveau macro (grande échelle), c'est-à-dire avant la décision finale de faire le projet, avant de rechercher des compromis ou réaliser des arrangements à l'échelle du projet une fois celui-ci acté (petite échelle).

³¹⁰ C. env., art. R163-1-A.

Concernant les grands projets d'infrastructures, on voit d'ailleurs qu'ils sont souvent prévus de très longue date (envisagés depuis plusieurs décennies, avec une DUP qui peut être ancienne), sans qu'il y ait nécessairement réévaluation de leur utilité publique au moment où le passage à l'action (faire le projet) est considéré. L'étude de cas RCEA (A79) fait figure d'exception à plusieurs titres. Tout d'abord, s'agissant de l'élargissement d'une route préexistante, la fragmentation des milieux naturels existait déjà. Ensuite, l'utilité publique a été réévaluée, car les DUP des années 1990 concernaient le passage au statut de route express, alors que le nouveau projet impliquait une mise aux standards autoroutiers. Enfin, le projet de mise à 2x2 voies de la RCEA a fait l'objet d'un débat public, ainsi que d'une concertation *post* débat public (avec garant), qui a permis de construire un consensus sur le projet lui-même, ce qui a notamment conduit à une redéfinition du périmètre du projet en le limitant au département de l'Allier (le projet initial s'étendait à la Saône-et-Loire). *A contrario*, le projet GCO (A355) a vu sa DUP prorogée au bout de dix années sans réévaluation de l'utilité publique. Or, le Conseil d'orientation des infrastructures, dans le cadre d'un scénario de planification écologique, indique qu'un tel scénario conduit notamment à :

Veiller plus scrupuleusement à ce que les travaux envisagés ne soient pas incitatifs à un accroissement de la mobilité, des développements urbains et de l'autosolisme mal maîtrisés. De ce point de vue, un certain nombre des projets routiers examinés, conçus il y a parfois plusieurs décennies dans un contexte très différent, méritent vraisemblablement d'être revisités. Les alternatives possibles devraient être davantage exploitées, et les usages collectifs fortement favorisés sur ces routes et autoroutes si elles sont réalisées. (COI, 2022)

Par ailleurs, le projet GCO a fait l'objet d'une concertation mais pas d'un débat public (la CNDP a jugé qu'il n'y avait pas lieu d'en organiser un³¹¹). D'autres projets ayant suscité une forte opposition n'avaient pas été précédés d'un tel débat (p. ex. le Center Parcs de Roybon). S'il s'agit là d'exemples ne pouvant faire l'objet d'une généralisation³¹², ils permettent d'interroger la place et l'impact du débat public dans l'atteinte d'un compromis (et non de simples arrangements), voire d'un consensus, entre l'ensemble des parties prenantes permettant une plus grande acceptabilité et acceptation du projet retenu. Comme le note Guibert (2013), le débat public « *s'organise en amont de manière précoce pour permettre au public de donner son point de vue suffisamment tôt, à un moment où l'essentiel n'est pas tranché. Cela est positif dans la plupart des cas, mais peut devenir problématique pour des équipements qui mettent très longtemps à être construits et mis en œuvre et pour lesquels la perception des différents problèmes posés évolue rapidement dans le temps* ».

V. La nécessité d'une évaluation de politique publique

En France, la possibilité d'une évaluation de politiques publiques (EPP) a été introduite dans le panorama juridique par un décret de 1990³¹³, lequel disposait qu'une telle évaluation « *a pour objet de rechercher si les moyens juridiques, administratifs ou financiers mis en œuvre permettent de produire les effets attendus*

³¹¹ CNDP, 2 février 2005, décision n° 2005/03/CAS/1.

<https://w.ouiww.archives.debatpublic.fr/projet-grand-contournement-ouest-strasbourg>

³¹² Le projet d'aéroport de Notre-Dame-des-Landes avait fait l'objet d'un débat public, ce qui n'a pas empêché une très forte opposition ayant conduit à son abandon. <https://cpdp.debatpublic.fr/cdpd-aeroport-ndl/sommaire.htm>

³¹³ Décret n° 90-82 du 22 janvier 1990 relatif à l'évaluation des politiques publiques (abrogé), JORF n° 20 du 24 janvier 1990.

*de cette politique et d'atteindre les objectifs qui lui sont assignés*³¹⁴. Ce décret a été abrogé et remplacé par un nouveau décret en 1998³¹⁵, lequel indiquait à présent que l'EPP « *a pour objet d'apprécier, dans un cadre interministériel, l'efficacité de cette politique en comparant ses résultats aux objectifs assignés et aux moyens mis en œuvre* »³¹⁶. Or, ce décret a lui-même été abrogé en 2008³¹⁷. En 2013 est créé le Commissariat général à la stratégie et à la prospective (France Stratégie), qui compte parmi ses missions la participation à l'EPP³¹⁸. Il n'y a, cependant, plus de définition officielle de ce qu'est l'EPP.

Compte tenu du corpus grandissant de travaux démontrant le manque d'efficacité de la compensation écologique, il nous semble important que soit réalisée une évaluation d'impact de la politique publique relative à la séquence ERC (tant concernant les plans et programmes que les projets). Une telle évaluation d'impact « *permet de mesurer rigoureusement l'efficacité des politiques publiques au regard des objectifs qui leur ont été fixés* » selon France Stratégie (Bono *et al.*, 2018). La France est en retard par rapport à d'autres pays dans la production d'évaluations d'impact de politiques publiques, ce qui peut s'expliquer notamment par sa moindre culture de l'EPP (Bono *et al.*, 2018), bien qu'il y ait une amélioration importante (Baiz *et al.*, 2022b). Il y a cependant peu d'évaluations sur la thématique « *environnement* » (Baiz *et al.*, 2022b).

L'EPP est très développée au niveau européen, la Commission européenne y ayant largement recours. La Commission a établi des critères d'évaluation dans ses *Better Regulation Guidelines and Toolbox* (Commission européenne, 2021, 2023). Ces critères pourraient être utilisés dans les EPP en France, en particulier les suivants : l'efficacité (les objectifs sont-ils atteints ou y a-t-il un progrès vers l'atteinte de ces objectifs ?), l'efficience (en termes de rapport efficacité-coût financier, humain et organisationnel), la pertinence (la politique est-elle adaptée aux besoins actuels et émergents ?) et la cohérence (dans quelle mesure les différents éléments de la politique sont-ils cohérents entre eux pour atteindre les objectifs ?) (Commission européenne, 2021, 2023).

Une telle EPP permettrait d'analyser et de comparer divers scénarios prospectifs, le scénario 0 correspondant au statu quo (pas de changement). Il pourrait par exemple être envisagé un scénario (scénario 1) concernant les projets, selon lequel la délivrance de l'autorisation environnementale ne se fonderait que sur les mesures d'évitement et de réduction, la compensation étant appliquée au titre de la réparation. Il y aurait ainsi deux filtres : (i) un filtre évitement et réduction permettant de déterminer si l'octroi de l'autorisation est envisageable, puis (ii) un filtre compensation afin d'autoriser définitivement le projet, ou ne pas l'autoriser. Un tel scénario fait écho aux propositions de certains auteurs (Doussan, 2018; Martin, 2016). Doussan (2018) note que la compensation devrait être considérée « *comme une obligation juridique différenciée de celles visant à prévenir et à réduire les atteintes à l'environnement, conduisant ainsi à la qualifier comme un mode de réparation particulier des dommages à l'environnement, tout simplement parce que compenser un dommage n'est pas le prévenir* ». L'on peut également citer Martin (2016) :

³¹⁴ Décret n° 90-82, préc., art. 1^{er}.

³¹⁵ Décret n° 98-1048 du 18 novembre 1998 relatif à l'évaluation des politiques publiques (abrogé), JORF n° 269 du 20 novembre 1998.

³¹⁶ Décret n° 98-1048, préc., art. 1^{er}.

³¹⁷ Décret n° 2008-663 du 4 juillet 2008 portant abrogation du décret n° 98-1048 du 18 novembre 1998 relatif à l'évaluation des politiques publiques, JORF n° 156 du 5 juillet 2008.

³¹⁸ Décret n° 2013-333 du 22 avril 2013 portant création du Commissariat général à la stratégie et à la prospective, JORF n° 95 du 23 avril 2013.

C'est qu'en vérité la séquence ERC est porteuse d'un vice inscrit dans ses gènes. Dès lors que l'administration doit apprécier l'utilité publique d'un projet ou d'un aménagement en vérifiant le respect des trois « obligations », le risque est évidemment que le promoteur ou l'aménageur réalise des arbitrages (notamment financiers) et essaye de « déporter » sur la compensation ce qu'il ne veut (ou ne peut économiquement) ni éviter, ni réduire. La seule façon d'éviter cette dérive eût été de déconnecter la phase « compensation » des deux premiers éléments de la séquence et de prévoir que l'utilité publique d'un projet ou d'une activité et la décision administrative de l'autoriser ou non devait s'apprécier au regard de ses avantages et des inconvénients résiduels, après que le pétitionnaire ait proposé les mesures d'évitement et de réduction.

D'autres scénarios seraient bien entendu à envisager. Les diverses options devront nécessairement tenir compte des contraintes imposées par la réglementation européenne.

Chapitre 8. Conclusion générale

Un nombre croissant d'États intègrent la compensation écologique comme outil de mise en œuvre de politiques de protection de la biodiversité. Ce sont ainsi plus de 100 pays qui ont, à ce jour, adopté ce mécanisme (Bull & Strange, 2018; GIBOP, 2019). Un tel engouement est-il justifié au vu de l'ensemble des défis à relever, tant conceptuels qu'organisationnels (voir p. ex. Gonçalves *et al.*, 2015; zu Ermgassen, Baker, *et al.*, 2019), compte tenu des critiques sur son efficacité (Calvet *et al.*, 2015; Kigonya, 2022; Kujala *et al.*, 2022; Lindenmayer *et al.*, 2017; May *et al.*, 2017; Moilanen & Kotiaho, 2021; Weissgerber *et al.*, 2019b; zu Ermgassen, Baker, *et al.*, 2019), et alors même que la compensation écologique soulève des critiques quant à son principe même (Apostolopoulou & Adams, 2017; Devictor, 2018; Ives & Bekessy, 2015; Maron *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2021) ?

À travers une analyse interdisciplinaire mêlant géographie des territoires, écologie et droit, nous avons cherché à déterminer si un perfectionnement de la compensation écologique était possible en répondant à la question de recherche suivante : une meilleure intégration interdisciplinaire et cognitive de la compensation écologique pourrait-elle permettre de la perfectionner, c'est-à-dire d'apporter des solutions aux limites constatées, afin d'assurer son efficacité et ainsi une réelle protection de la biodiversité ? Nous avons ainsi mené une analyse transversale de la compensation, combinant les pressions juridiques, écologiques et géographiques en termes d'interactions des acteurs du territoire.

Force est de constater, au vu des résultats de nos recherches, que si le mécanisme de compensation pourrait, en théorie, être perfectionné sous certains aspects (meilleure prise en compte de la biodiversité dite ordinaire et des processus écologiques, amélioration du suivi et du contrôle des mesures, etc.), de telles améliorations ne semblent pas pouvoir être mises en œuvre de manière à répondre efficacement au problème de l'érosion de la biodiversité. La compensation écologique n'est pas à la hauteur des enjeux. Nous rappelons que, selon l'IPBES, le taux d'espèces menacées d'extinction est des dizaines (voire des centaines) de fois plus élevé que la moyenne des 10 millions d'années passées (IPBES, 2019). Or, il ne semble pas possible de répondre à une érosion de la biodiversité actuelle et continue par un mécanisme qui, au mieux, compensera une partie des pertes, mais dont l'efficacité ne pourrait être éventuellement confirmée qu'après, généralement, plusieurs décennies. Jusqu'à présent, la compensation écologique a surtout démontré ses limites. De plus, malgré les arguments théoriques en faveur de sa contribution à l'objectif ZAN, elle accentue en réalité l'artificialisation des sols.

Par ailleurs, lorsque la compensation est mise en œuvre, l'aspect écologique n'est pas celui qui prime ; les aspects financiers prévalent. À cet égard, il est intéressant de noter la nouvelle disposition relative à la mise en place des mesures compensatoires par priorité dans les zones de renaturation préférentielle identifiées dans les documents d'urbanisme, cette priorité pouvant ne pas s'imposer si ce n'est pas économiquement acceptable. Le coût élevé de la compensation devrait théoriquement conduire à une meilleure application de la séquence ERC et en particulier des mesures d'évitement et de réduction (voir p. ex. Levrel & Couvet, 2016; Pascoe *et al.*, 2019; zu Ermgassen *et al.*, 2020). On voit cependant que ce coût peut servir à légitimer une compensation *a minima*, à un stade hypothétique qui plus est, celui de l'évaluation de l'impact et du

dimensionnement du besoin compensatoire. La phase aval, pourtant fondamentale pour déterminer si la compensation permet d'atteindre ses objectifs, est majoritairement laissée de côté, faute de rigueur des maîtres d'ouvrage ou de moyens des services administratifs de l'État, ou encore en raison du manque de ressources et/ou de la position des juridictions administratives. Si, pour les grands projets d'infrastructures, les suivis sont réalisés par les maîtres d'ouvrage, ils seraient peu effectués pour les projets de moindre envergure (Dauguet, 2020). Or, les petits projets, de par leur multitude, peuvent peser lourd dans la balance des impacts, en raison de leurs effets cumulés (Bigard *et al.*, 2020; Guillet & Semal, 2018; Longeot & Dantec, 2017). En outre, la question du devenir des sites compensatoires n'est pas abordée, ou alors remise à plus tard, alors même que la législation impose que les mesures soient effectives pendant toute la durée des atteintes.

A-t-on le temps d'attendre ou d'espérer que la compensation écologique devienne efficace ? La réponse devrait être négative. Nous ne pouvons, en réalité, qu'abonder dans le sens de Untermaier (1986), pour lequel « *compenser, c'est détruire en faisant semblant de protéger* ».

Une autre voie doit être possible et est, en réalité, indispensable. Cette voie demeure à trouver, mais elle nous semble impliquer une anticipation bien plus grande, à travers une implication des parties prenantes très en amont dans l'objectif de coconstruire le projet, le cas échéant. Si les impacts sont inhérents à la réalisation de tout projet, seule une réelle anticipation permettra de dégager les solutions de moindre impact, et ce avant de se retrouver dans les cadres contraints qui s'imposent dans la course à l'autorisation environnementale et qui poussent aux arrangements entre acteurs. Si la présente thèse peut être considérée comme rejoignant le corpus des « *travaux à portée évaluative* » auxquels France Stratégie fait référence dans le cadre de l'EPP (Baiz *et al.*, 2022a), une évaluation approfondie et exhaustive de la politique publique en matière de séquence ERC devrait être réalisée, sur la base de critères clairs et prédéterminés (comme ceux établis par la Commission européenne), afin d'apporter une vision de l'impact global de cette politique. Nos travaux se sont concentrés sur l'étape de la compensation, qui plus est appliquée à des projets. Il nous semble toutefois que l'EPP devrait inclure également la séquence ERC appliquée aux plans et programmes, stade clé de l'anticipation.

Bibliographie

- Abdo, L. J., Kemp, A., Coupland, G., & Griffin, S. (2019). Biodiversity Offsets Can Be a Valuable Tool in Achieving Sustainable Development Developing a Holistic Model for Biodiversity Offsets That Incorporates Environmental, Social and Economic Aspects of Sustainable Development. *Journal of Sustainable Development*, 12(5), 65. <https://doi.org/10.5539/jsd.v12n5p65>
- Ae (CGEDD). (2018). *Avis délibéré de l'Autorité environnementale pour le cadrage préalable du schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires (Sraddet) de la région Centre-Val de Loire* (n°Ae: 2018-52; p. 22). Autorité environnementale, Conseil général de l'environnement et du développement durable. https://www.igedd.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/180912_-_cadrage_preable_sraddet_cvl_-_delibere_cle02d84c.pdf
- Ae (CGEDD). (2019). *Note de l'Autorité environnementale sur les projets d'infrastructures de transport routières* (Note Ae: 2019-N-06; p. 37). Autorité environnementale, Conseil général de l'environnement et du développement durable. https://www.igedd.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/190206_-_note_infrastructures_routieres_-_delibere_cle7d21bf.pdf
- Albert, C. H., & Chaurand, J. (2018). Comment choisir les espèces pour identifier des réseaux écologiques cohérents entre les niveaux administratifs et les niveaux biologiques ? *Sciences Eaux & Territoires*, 25, Article 25. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2018.25.05>
- Alidor, B. (2017). Compensation et services écosystémiques. *Droit et Ville*, N° 84(2), 223-241.
- Alonso, V., Ayala, M., & Chamas, P. (2020). *Compensaciones por pérdida de biodiversidad y su aplicación en la minería: Los casos de la Argentina, Bolivia (Estado Plurinacional de), Chile, Colombia y el Perú*. Naciones Unidas, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/45067>
- Alphandéry, P., Fortier, A., & Sourdril, A. (2012). Les données entre normalisation et territoire : La construction de la trame verte et bleue. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, Vol. 3, n° 2, Article Vol. 3, n° 2. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.9282>
- Amsallem, J., Deshayes, M., & Bonneville, M. (2010). Analyse comparative de méthodes d'élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales. *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 3(3), 40-45. <https://doi.org/10.3917/set.003.0040>
- André, M.-H. (2021, avril 14). *Le Pérou choisit la France pour l'assister dans la maîtrise d'ouvrage de la Nouvelle Autoroute Centrale*. Le Moniteur; www.lemoniteur.fr. <https://www.lemoniteur.fr/article/le-perou-choisit-la-france-pour-l-assister-dans-la-maitrise-d-ouvrage-de-la-nouvelle-autoroute-centrale.2140089>
- Andreadakis, A., Bigard, C., Delille, N., Sarrazin, F., & Schwab, T. (2021). *Approche standardisée du dimensionnement de la compensation écologique*. Guide de mise en oeuvre (p. 149). Ministère de la Transition Ecologique. Commissariat général au développement durable.

- https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Approche_standardis%C3%A9e_dimensionnement_compensation_%C3%A9cologique.pdf
- Apostolopoulou, E., & Adams, W. M. (2017). Biodiversity offsetting and conservation: Reframing nature to save it. *Oryx*, 51(1), 23-31. <https://doi.org/10.1017/S0030605315000782>
- Arnauld de Sartre, X., & Doussan, I. (2018). La fabrique de la compensation écologique, un approfondissement de la modernisation écologique ? *Natures Sciences Sociétés*, 26(2), 129-135. <https://doi.org/10.1051/nss/2018036>
- Arnauld de Sartre, X., Hubert, B., & Bousquet, F. (2015). À la recherche des concepts heuristiques sur les relations natures/sociétés. *Natures Sciences Sociétés*, 23, 154-156.
- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M., & Turlure, C. (2013). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews*, 88(2), 310-326. <https://doi.org/10.1111/brv.12000>
- Baiz, A., Lewandowski, M., & Suty, A. (2022a). Quelles évaluations sont mobilisées avant et après le vote d'une loi ? *La note d'analyse de France Stratégie*, 110(5), 1-15.
- Baiz, A., Lewandowski, M., & Suty, A. (2022b). Qui utilise les évaluations académiques des politiques publiques ? *La note d'analyse de France Stratégie*, 109(4), 1-8.
- Barral, S., & Guillet, F. (2022). Temps de la nature, temps de la procédure. Conflit de temporalités dans le droit de l'environnement. *Droit et société*, 111(2), 305-318. <https://doi.org/10.3917/drs1.111.0305>
- 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. <https://doi.org/10.3917/redp.231.0127>
- Bas, A., Jacob, C., Hay, J., Pioch, S., & Thorin, S. (2016). Improving marine biodiversity offsetting: A proposed methodology for better assessing losses and gains. *Journal of Environmental Management*, 175, 46-59. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.027>
- Batiactu. (2020, mai 12). *Compensation écologique : Des résultats « catastrophiques » en Ile-de-France*. Batiactu. <https://www.batiactu.com/edito/compensation-ecologique-resultats-catastrophiques-ile-59517.php>
- Baudry, J., Alignier, A., & Thomas, Z. (2017). Interdisciplinarité et représentation de la complexité des systèmes socio-écologiques : Recherches sur la zone atelier Armorique. *Natures Sciences Sociétés*, 25, S50-S54. <https://doi.org/10.1051/nss/2017032>
- BBOP. (2009). *Business, biodiversity offsets and BBOP: An overview*. Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), Forest Trends.
- BBOP. (2012). *Business and Biodiversity Offsets Programme. Standard on biodiversity offsets*. https://www.forest-trends.org/wp-content/uploads/imported/BBOP_Standard_on_Biodiversity_Offsets_1_Feb_2013.pdf

- Beaud, O. (1994). Chapitre IV. Sujets, population et territoire. In *La puissance de l'État* (p. 109-130). Presses Universitaires de France. <https://www.cairn.info/la-puissance-de-l-etat--9782130463733-p-109.htm>
- Bekessy, S. A., Wintle, B. A., Lindenmayer, D. B., Mccarthy, M. A., Colyvan, M., Burgman, M. A., & Possingham, H. P. (2010). The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters*, 3(3), 151-158. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00110.x>
- Bergès, L., Avon, C., Bezombes, L., Clauzel, C., Dufлот, R., Foltête, J.-C., Gaucherand, S., Girardet, X., & Spiegelberger, T. (2020). Environmental mitigation hierarchy and biodiversity offsets revisited through habitat connectivity modelling. *Journal of Environmental Management*, 256, 109950. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109950>
- Berté, C. (2020). La problématique foncière de la compensation écologique. *Sciences Eaux Territoires, Numéro 31(1)*, 10-11.
- Bezombes, L., Gaucherand, S., Kerbiriou, C., Reinert, M.-E., & Spiegelberger, T. (2017). Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness? *Environmental Management*, 60(2), 216-230. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0877-5>
- Bezombes, L., Gaucherand, S., Spiegelberger, T., Gouraud, V., & Kerbiriou, C. (2018). A set of organized indicators to conciliate scientific knowledge, offset policies requirements and operational constraints in the context of biodiversity offsets. *Ecological Indicators*, 93, 1244-1252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.027>
- Bezombes, L., Kerbiriou, C., & Spiegelberger, T. (2019). Do biodiversity offsets achieve No Net Loss? An evaluation of offsets in a French department. *Biological Conservation*, 231, 24-29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.004>
- Bezombes, L., & Regnery, B. (2020). Séquence Éviter-Réduire-Compenser : Des enjeux écologiques aux considérations pratiques pour atteindre l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité. *Sciences Eaux Territoires, Numéro 31(1)*, 4-9. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.1.02>
- Bidaud, C., Schreckenberg, K., & Jones, J. P. G. (2018). The local costs of biodiversity offsets: Comparing standards, policy and practice. *Land Use Policy*, 77, 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.05.003>
- Bidaud, C., Schreckenberg, K., Rabeharison, M., Ranjatson, P., Gibbons, J., & Jones, J. P. G. (2017). The Sweet and the Bitter: Intertwined Positive and Negative Social Impacts of a Biodiversity Offset. *Conservation and Society*, 15(1), 1. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.196315>
- Bigard, C., & Leroy, M. (2020). Appréhender la séquence Éviter-Réduire-Compenser dès la planification de l'aménagement : Du changement d'échelle à sa mise en œuvre dans les territoires. *Sciences Eaux Territoires, Numéro 31(1)*, 12-17.
- Bigard, C., Pioch, S., & Thompson, J. D. (2017). The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. *Journal of Environmental Management*, 200, 35-45. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.057>

- Bigard, C., Regnery, B., Pioch, S., & Thompson, J. D. (2018). De la théorie à la pratique de la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC) : Éviter ou légitimer la perte de biodiversité ? *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, Vol. 9, n°1, Article Vol. 9, n°1. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.12032>
- Bigard, C., Thiriet, P., Pioch, S., & Thompson, J. D. (2020). Strategic landscape-scale planning to improve mitigation hierarchy implementation: An empirical case study in Mediterranean France. *Land Use Policy*, 90, 104286. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104286>
- Björnberg, K. E. (2020). What, If Anything, Is Wrong with Offsetting Nature? *Theoria*, 86(6), 749-768. <https://doi.org/10.1111/theo.12287>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.022>
- Bono, P.-H., Debu, S., Desplatz, Hayet, M., Lacouette-Fougère, C., & Trannoy, A. (2018). La France évalue encore peu l'impact de ses politiques publiques. *La note d'analyse de France Stratégie*, 1-4.
- Bras, H. (2019). Présentation contentieuse de la séquence « éviter, réduire, compenser ». *Revue juridique de l'environnement*, 44(3), 549-563.
- Brédif, H. (2021). Réaliser la terre : Prise en charge du vivant et contrat territorial. In *Réaliser la terre : Prise en charge du vivant et contrat territorial*. Éditions de la Sorbonne. <https://doi.org/10.4000/books.psorbonne.100687>
- Brownlie, S., & Botha, M. (2009). Biodiversity offsets: Adding to the conservation estate, or 'no net loss'? *Impact Assessment and Project Appraisal*, 27(3), 227-231. <https://doi.org/10.3152/146155109X465968>
- Brunet, L. (2020). Un transfert de sol incertain. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 14(4), Article 4. <https://doi.org/10.4000/rac.11641>
- Brunet, R., Ferras, R., & Théry, H. (1992). *Les mots de la géographie : Dictionnaire critique*. Reclus.
- Brunetti, I., Sabatier, R., & Mouysset, L. (2023). A spatial model for biodiversity offsetting. *Ecological Modelling*, 481, 110364. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110364>
- 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. <https://doi.org/10.1111/cobi.12243>
- Bull, J. W., Hardy, M. J., Moilanen, A., & Gordon, A. (2015). Categories of flexibility in biodiversity offsetting, and their implications for conservation. *Biological Conservation*, 192, 522-532. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.003>
- Bull, J. W., Lloyd, S. P., & Strange, N. (2017). Implementation Gap between the Theory and Practice of Biodiversity Offset Multipliers. *Conservation Letters*, 10(6), 656-669. <https://doi.org/10.1111/conl.12335>

- Bull, J. W., Milner-Gulland, E. J., Suttle, K. B., & Singh, N. J. (2014). Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. *Biological Conservation*, 178, 2-10. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.006>
- Bull, J. W., & Strange, N. (2018). The global extent of biodiversity offset implementation under no net loss policies. *Nature Sustainability*, 1(12), 790-798. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0176-z>
- Bull, J. W., Suttle, B., Gordon, A., Singh, N., & Milner-Gulland, E. (2013). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, 47, 369-380. <https://doi.org/10.1017/S003060531200172X>
- Buschke, F., & Brownlie, S. (2020). Reduced ecological resilience jeopardizes zero loss of biodiversity using the mitigation hierarchy. *Nature Ecology & Evolution*, 4(6), Article 6. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1177-7>
- Busson, S., & Douai, A. (2021). Mobilisation des bases de données de capitalisation des mesures ERCA à des fins de recherche : Limites et perspectives. *Projet CompAg*, 6.
- Callicott, J. B. (2010). *Éthique de la terre*. Wildproject.
- Callois, J.-M. (2017). *Biodiversité et développement économique : Quels impacts territoriaux de la compensation écologique ?* <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2017.HS.04>
- Calvet, C., Le Coent, P., Napoleone, C., & Quétier, F. (2019). Challenges of achieving biodiversity offset outcomes through agri-environmental schemes: Evidence from an empirical study in Southern France. *Ecological Economics*, 163, 113-125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.03.026>
- Calvet, C., Ollivier, G., & Napoléone, C. (2015). Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review. *Biological Conservation*, 192, 492-503. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.036>
- Calvet, C., & Salles, J.-M. (2019). Entre intégrité écologique et efficacité économique : Analyse d'une politique d'absence de perte nette écologique. *Revue juridique de l'environnement*, 44(3), 517-529.
- Camproux-Duffrène, M.-P., & Lucas, M. (2012). L'ombre portée sur l'avenir de la trame verte et bleue. Quelques réflexions juridiques. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, Vol. 3, n° 2, Article Vol. 3, n° 2. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.9256>
- Cantuarias-Villessuzanne, C. (2018, janvier 31). *Les sites naturels de compensation*. Comité national de l'expérimentation d'offre de compensation. Commissariat général au développement durable, Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire. https://www.crerco.fr/IMG/pdf/3_-_mtes_snc_310118.pdf
- Carreras Gamarra, M. J., Lassoie, J. P., & Milder, J. (2018). Accounting for no net loss: A critical assessment of biodiversity offsetting metrics and methods. *Journal of Environmental Management*, 220, 36-43. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.008>

- Carson, R. (1962). *Silent Spring*. The Riverside Press. <https://merton.bellarmino.edu/files/original/280c90f18e8a5c969e90f287f626524b11b09ed1.pdf>
- Carson, R. (2009). *Printemps silencieux* (J.-F. Gravrand, Trad.; Nouvelle éd.). Éd. Wildproject.
- CEN Pays de la Loire. (2023, juin 9). *Bientôt une Fondation reconnue d'utilité publique des Conservatoires d'espaces naturels*. <https://cenpaysdelaloire.fr/actualites-agenda/bientot-une-fondation-reconnue-d-utilite-publique-des-conservatoires-d-espaces-naturels>
- Cerema. (2016). *Le bail rural à clauses environnementales (BRE). 10 questions – 10 réponses*. Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement. http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/10_questions_10_reponses_fevrier_2016_a4.pdf
- Cerema, & MTES. (2018). *Obligation réelle environnementale (ORE). Fiches de synthèse*. Ministère de la Transition Écologique et Solidaire. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Guide-methodologique-obligation-reelle-environnementale.pdf>
- CGDD. (2013). *Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels*. - *Temis—Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer* (Références, p. 232). Commissariat général au développement durable, Direction de l'eau et de la biodiversité, Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie. <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.html?id=Temis-0079094&requestId=3&number=1>
- CGDD. (2016). *EFESE. L'essentiel du cadre conceptuel* (Théma Essentiel, p. 4). Commissariat général au développement durable, Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Efese%20-%20L%E2%80%99essentiel%20du%20cadre%20conceptuel.pdf>
- CGDD. (2017a). *Évaluation environnementale – Guide d'interprétation de la réforme du 3 août 2016* (Théma Balises, p. 48). Commissariat général au développement durable, Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, Ministère de la Transition Écologique et Solidaire. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Guide%20d%E2%80%99interpr%C3%A9tation%20de%20la%20r%C3%A9forme%20du%203%20ao%C3%BBt%202016.pdf>
- CGDD. (2017b). *La modernisation du droit de l'environnement* (Théma Essentiel, p. 4). Commissariat général au développement durable, Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/brochure_modernisation_du_droit_environnement.pdf
- CGDD. (2018). *Évaluation environnementale. Guide d'aide à la définition des mesures éviter, réduire, compenser (ERC)* (Théma Balises, p. 134). Commissariat général au développement durable, Ministère de la Transition Écologique et Solidaire. <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.html?id=Temis-0087232&requestId=5&number=6>
- CGDD. (2019). *Le principe de proportionnalité dans l'évaluation environnementale* (Théma Essentiel, p. 4). Commissariat général au développement durable, Service de l'économie, de l'évaluation et

- de l'intégration du développement durable, Ministère de la Transition Écologique et Solidaire. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Le%20principe%20de%20proportionnalit%C3%A9%20dans%20l'E2%80%99%C3%A9valuation%20environnementale.pdf>
- CGDD, DEB. (2011). *Appel à projet d'opérations expérimentales d'offre de compensation*. http://www.vizea.fr/actualites/2011_Appel_projet_offre_compensation.pdf
- Chaurand, J., Bigard, C., Vanpeene-Bruhier, S., & Thompson, J. D. (2019). Articuler la politique Trame verte et bleue et la séquence Éviter-réduire-compenser : Complémentarités et limites pour une préservation efficace de la biodiversité en France. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Volume 19 Numéro 1, Article Volume 19 Numéro 1. <https://doi.org/10.4000/vertigo.24472>
- Clauzel, C., & Godet, C. (2020). Combining spatial modeling tools and biological data for improved multispecies assessment in restoration areas. *Biological Conservation*, 250, 108713. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108713>
- COI. (2022). *Investir plus et mieux dans les mobilités pour réussir leur transition. Rapport de synthèse : Stratégie 2023-2042 et propositions de programmation* (p. 186) [Rapport de synthèse]. Conseil d'orientation des infrastructures, Ministère des Transports. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/COI_2022_Programmation_Synthese%20-%20def_0.pdf
- Cole, S., Moksnes, P.-O., Söderqvist, T., Wikström, S. A., Sundblad, G., Hasselström, L., Bergström, U., Kraufvelin, P., & Bergström, L. (2021). Environmental compensation for biodiversity and ecosystem services: A flexible framework that addresses human wellbeing. *Ecosystem Services*, 50, 101319. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101319>
- Colombie. (2011). *Bases del Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014. Prosperidad para Todos* (p. 861). Departamento Nacional de Planeación. http://www.oas.org/juridico/pdfs/mesicic4_col_plan2010.pdf
- Colombie. (2015). *Bases del Plan Nacional de Desarrollo 2014-2018. Todos por un nuevo país* (p. 1211). Departamento Nacional de Planeación. https://observatorioplanificacion.cepal.org/sites/default/files/plan/files/Colombia_Plan_Nacional_de_Desarrollo_2014_2018.pdf
- Colombie. (2019). *Bases del Plan Nacional de Desarrollo: 2018-2022. Pacto por Colombia, pacto por la equidad* (p. 1457). Departamento Nacional de Planeación. https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/portalDNP/PND-2023/PND_2018-2022/pdf/bases-pnd-2018-2022.pdf
- Colombie, MADS. (2012). *Manual para la asignación de compensaciones por pérdida de biodiversidad*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. <http://www.terraconsultores.com/descargas/manual-para-la-asignacion-de-compensaciones-por-perdida-de-biodiversidad.pdf>
- Colombie, MADS. (2015). *Plan Nacional de Restauración Ecológica, Rehabilitación y Recuperación de Áreas Degradadas*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

- <https://www.minambiente.gov.co/index.php/bosques-biodiversidad-y-servicios-ecosistematicos/gestion-en-biodiversidad/restauracion-ecologica>
- Colombie, MADS. (2018). *Manual de Compensaciones del Componente Biótico*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. <https://www.minambiente.gov.co/index.php/bosques-biodiversidad-y-servicios-ecosistematicos/estrategia-nacional-de-compensaciones-ambientales/manual-de-compensaciones-del-componente-biotico>
- Combe, M. (2017). Le régime juridique de l'obligation de compensation écologique. *Energie - Environnement - Infrastructures*, 6(8), 13-16.
- Combe, M., Doussan, I., & Lucas, M. (2021). Quel contrat de compensation ? *Projet CompAg*, 6.
- Commission européenne. (2011). *La stratégie de l'UE en matière de biodiversité à l'horizon 2020*. Office des publications de l'Union européenne. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/41887>
- Commission européenne. (2021). *Better Regulation Guidelines* (Commission Staff Working Document SWD(2021) 305 final; p. 43). Commission européenne. https://commission.europa.eu/system/files/2021-11/swd2021_305_en.pdf
- Commission européenne. (2023). *Better Regulation Toolbox*. Commission européenne. <https://commission.europa.eu/system/files/2023-09/BR%20toolbox%20-%20Jul%202023%20-%20FINAL.pdf>
- Crozes, A. (2018). Les droits réels au service de l'intérêt environnemental : Entre démembrements et obligations consenties. *Droit et Ville*, N° 86(2), 183-204.
- Damiens, F. L. P., Backstrom, A., & Gordon, A. (2021). Governing for “no net loss” of biodiversity over the long term: Challenges and pathways forward. *One Earth*, 4(1), 60-74. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.12.012>
- Dauguet, B. (2020). *La compensation écologique : Conception, inscription et institution de l'équivalence écologique* [These de doctorat, Paris, EHESS]. <http://www.theses.fr/2020EHES0034>
- Davis, F. R. (2012). Silent Spring after 50 years. *Endeavour*, 36(4), 129-130. <https://doi.org/10.1016/j.endeavour.2012.09.003>
- De Redon, L. (2019). *Climat judiciaire et protection de l'environnement : Pas de risque de surchauffe* (p. 20). <https://hal.science/hal-03894421/document>
- Debarbieux, B. (1999). Le territoire : Histoires en deux langues A bilingual (his-)story of territory. In C. Chivallon, P. Ragouet, & M. Samers, *Discours scientifique et contextes culturels. Géographies françaises à l'épreuve postmoderne* (p. 33-46). Maison des sciences de l'homme d'Aquitaine.
- Delclaux, J., & Fleury, P. (2020). Politique de conservation de la biodiversité et d'aménagement du territoire : État de l'art sur la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.35801>
- Delille, N., & Chakir, R. (2022). *Analyse de l'impact de la compensation écologique sur le prix du foncier agricole en France entre 2010 et 2016* (p. 49 p.). <https://hal.inrae.fr/hal-03613463>

- Devictor, V. (2015). When conservation challenges biodiversity offsetting. *Biological Conservation*, 192, 483-484. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.032>
- Devictor, V. (2018). La compensation écologique : Fondements épistémiques et reconfigurations technoscientifiques. *Natures Sciences Sociétés*, 26(2), Article 2. <https://doi.org/10.1051/nss/2018032>
- Dorrough, J., Sinclair, S. J., & Oliver, I. (2019). Expert predictions of changes in vegetation condition reveal perceived risks in biodiversity offsetting. *PLOS ONE*, 14(5), e0216703. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216703>
- Doussan, I. (2018). Quand les parlementaires débattent de la compensation écologique : Des occasions manquées. *Natures Sciences Sociétés*, 26(2), 159-169. <https://doi.org/10.1051/nss/2018029>
- Doussan, I. (2021). *Compensation écologique et transition agro-écologique. Projet CompAg* (Rapport de recherche ANR-17-CE 32 0014-02; p. 91). HAL. <https://ideas.repec.org/p/hal/wpaper/halshs-03550886.html>
- Doussan, I., Steichen, P., Danna 130728, C., Lagelle, A., Mekki, M., Parachkevova, I., Reis, P., Ronet-Yague, D., Thibout, O., & Vanuls, C. (2018). Droit privé et droit économique de l'environnement. *Revue juridique de l'environnement*, Volume 43(2), 349-366.
- Dubost, C., Le Coz, C., & Py, M. (2019). *Propositions pour l'amélioration de la qualité des évaluations environnementales* (012747-01; p. 171). Conseil général de l'environnement et du développement durable, Ministère de la transition écologique et solidaire. <https://cgedd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/notice?id=Affaires-0011441>
- Dubreuil, T. (2017). Mesures compensatoires : Le dossier de l'aéroport de Notre-Dame-des-Landes et les apports de la loi Biodiversité. *Revue juridique de l'environnement*, 42(4), 621-628.
- Dupont, L. (2017). Compensation écologique et trame verte et bleue : Une combinaison à explorer pour la biodiversité. *Revue juridique de l'environnement*, Volume 42(4), 649-658.
- Dupont, V., & Lucas, M. (2017). La loi pour la reconquête de la biodiversité : Vers un renforcement du régime juridique de la compensation écologique ? *Cahiers Droit, Sciences & Technologies*, 7, Article 7. <https://doi.org/10.4000/cdst.548>
- Duval, F., Iselin, P., & Marques. (2017). *Quelles évolutions pour les schémas de cohérence territoriale ?* (010656-01). Conseil général de l'environnement et du développement durable, Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. https://cgedd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/Affaires-0009519/010656-01_rapport.pdf
- Earthday.org. (s. d.). *The History of Earth Day*. Earth Day. Consulté 12 mai 2023, à l'adresse <https://www.earthday.org/history/>
- Etrillard, C. (2016). La compensation écologique : Une opportunité pour les agriculteurs ? *Revue de Droit Rural*, 441, 12-18.

-
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1-23.
- Fallding, M. (2014). Biodiversity offsets: Practice and promise. *Environmental and Planning Law Journal*, 31, 11-33.
- Ferraro, P. J. (2009). Counterfactual thinking and impact evaluation in environmental policy. *New Directions for Evaluation*, 2009(122), 75-84. <https://doi.org/10.1002/ev.297>
- Fèvre, M. (2017). Les « services écosystémiques », une notion fonctionnelle. *Droit et Ville*, N° 84(2), 95-118.
- Fontanille, J. (2014). Territoire: Du lieu à la forme de vie. *Actes Sémiotiques*, 117. <https://doi.org/10.25965/as.5239>
- Furumo, P. R., & Lambin, E. F. (2020). Scaling up zero-deforestation initiatives through public-private partnerships: A look inside post-conflict Colombia. *Global Environmental Change*, 62, 102055. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102055>
- Gardner, T. A., Von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J. M. M., Pilgrim, J. D., Savy, C. E., Stephens, R. T. T., Treweek, J., Ussher, G. T., Ward, G., & Ten Kate, K. (2013). Biodiversity Offsets and the Challenge of Achieving No Net Loss. *Conservation Biology*, 27(6), 1254-1264. <https://doi.org/10.1111/cobi.12118>
- Gaston, K. J., & Fuller, R. A. (2008). Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(1), 14-19. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.001>
- Gaucherand, S., Pioch, S., Quétier, F., Barillier, A., & Olivereau, F. (2019). *Enjeux d'une approche territorialisée de la séquence ERC: Dialogue autour de quelques questions clés*. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.1.11>
- Gelcich, S., Vargas, C., Carreras, M. J., Castilla, J. C., & Donlan, C. J. (2017). Achieving biodiversity benefits with offsets: Research gaps, challenges, and needs. *Ambio*, 46(2), 184-189. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0810-9>
- Gelot, S., & Bigard, C. (2021). Challenges to developing mitigation hierarchy policy: Findings from a nationwide database analysis in France. *Biological Conservation*, 263, 109343. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109343>
- George, P., & Verger, F. (2009). *Dictionnaire de la géographie* (10e éd. mise à jour). PUF.
- Gibbons, P., Evans, M. C., Maron, M., Gordon, A., Le Roux, D., von Hase, A., Lindenmayer, D. B., & Possingham, H. P. (2016). A Loss-Gain Calculator for Biodiversity Offsets and the Circumstances in Which No Net Loss Is Feasible. *Conservation Letters*, 9(4), 252-259. <https://doi.org/10.1111/conl.12206>
- Gibbons, P., & Lindenmayer, D. B. (2007). Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? *Ecological Management & Restoration*, 8(1), 26-31. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2007.00328.x>

-
- GIBOP. (2019). *Global Inventory of Biodiversity Offset Policies (GIBOP)*. International Union for Conservation of Nature, The Biodiversity Consultancy, Durrell Institute of Conservation & Ecology. <https://portals.iucn.org/offsetpolicy/>
- Githiru, M., King, M. W., Bauche, P., Simon, C., Boles, J., Rindt, C., & Victorine, R. (2015). Should biodiversity offsets help finance underfunded Protected Areas? *Biological Conservation*, 191, 819-826. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.033>
- Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A. M. V. D. M., & Pereira, H. M. (2015). Biodiversity offsets: From current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 61-67. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.008>
- Gordon, A., Bull, J. W., Wilcox, C., & Maron, M. (2015). Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 532-537. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12398>
- Griffiths, V. F., Bull, J. W., Baker, J., Infield, M., Roe, D., Nalwanga, D., Byaruhanga, A., & Milner-Gulland, E. J. (2020). Incorporating local nature-based cultural values into biodiversity No Net Loss strategies. *World Development*, 128, 104858. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.104858>
- Griffiths, V. F., Bull, J. W., Baker, J., & Milner-Gulland, E. j. (2019). No net loss for people and biodiversity. *Conservation Biology*, 33(1), 76-87. <https://doi.org/10.1111/cobi.13184>
- Gross, M. (2010). *Ignorance and surprise: Science, society, and ecological design*. MIT Press.
- GT DPE. (2022). *Le traitement pénal du contentieux de l'environnement* (p. 81). Groupe de travail relatif au droit pénal de l'environnement présidé par François Molins. <https://www.courdecassation.fr/toutes-les-actualites/2022/12/07/groupe-de-travail-relatif-au-droit-penal-de-lenvironnement>
- Guibert, G. (2013). La contestation des grands projets d'infrastructures. *Esprit*, Octobre (10), 92-104. <https://doi.org/10.3917/espri.1310.0092>
- Guillet, F., Floch, C. L., & Julliard, R. (2019). Séquence Éviter-Réduire-Compenser : Quelle biodiversité est visée par les mesures d'évitement? *Sciences Eaux & Territoires*, 58, 1. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2019.HS.07>
- Guillet, F., & Semal, L. (2018). Policy flaws of biodiversity offsetting as a conservation strategy. *Biological Conservation*, 221, 86-90. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.03.001>
- Guillet, F., Semal, L., & Couvet, D. (2017). *Compensation et infrastructures linéaires : Stratégies et scénarios pour l'action (COMPILSA)*. La compensation face à ses limites écologiques et organisationnelles (p. 125) [Rapport final d'activité]. Programme de recherche ITTECOP. https://www.ittecop.fr/images/docman-files/docman-files/rapport-final/2014/RF_2014_COMPILSA_VF.pdf
- Gustafson, E. J. (2019). How has the state-of-the-art for quantification of landscape pattern advanced in the twenty-first century? *Landscape Ecology*, 34(9), 2065-2072. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0709-x>

-
- Habib, T. J., Farr, D. R., Schneider, R. R., & Boutin, S. (2013). Economic and Ecological Outcomes of Flexible Biodiversity Offset Systems. *Conservation Biology*, 27(6), 1313-1323. <https://doi.org/10.1111/cobi.12098>
- Handl, G. (2013). *Environnement : Les Déclarations de Stockholm (1972) de de Rio (1992)*. 12.
- Hay, J. (2017). La réparation de la nature et quelques-uns de ses enjeux du point de vue de l'évaluation des atteintes écologiques. *Revue juridique de l'environnement*, Volume 42(4), 629-636.
- Hayes, N., & Morrison-Saunders, A. (2007). Effectiveness of environmental offsets in environmental impact assessment: Practitioner perspectives from Western Australia. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 25(3), 209-218. <https://doi.org/10.3152/146155107X227126>
- Hebrard, S. (1981). Les études d'impact sur l'environnement devant le juge administratif. *Revue juridique de l'Environnement*, 6(2), 129-176. <https://doi.org/10.3406/rjenv.1981.1632>
- Hoepffner, H. (2017). La commande publique de compensation environnementale : Un impensé de la loi Biodiversité. *Droit et Ville*, N° 84(2), 243-267.
- Hrabanski, M. (2015). The biodiversity offsets as market-based instruments in global governance: Origins, success and controversies. *Ecosystem Services*, 15, 143-151. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.010>
- IDEAM. (2017). *Presentación del Mapa de Ecosistemas Continentales, Costeros y Marinos de Colombia, escala 1:100.000, actualización 2017*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. <http://www.ideam.gov.co/documents/11769/222663/PRESENTACION+MAPA+ECOSISTEMAS+version2.1.pdf/0155fd15-1f56-42f6-ab5c-7cfd1957f000>
- Ideam, Instituto Humboldt, & Invemar. (2017). *Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia (MEC), escala 1:100.000* (p. 170) [Memoria Técnica]. <https://www.andi.com.co/Uploads/MapaEcosistemas2017.pdf>
- IGN. (2019). *Le Mémento. Inventaire forestier* (p. 19). Institut national de l'information géographique et forestière. https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/memento_2019_web-2.pdf
- International Finance Corporation. (2012). *Performance Standard 6. Biodiversity Conservation and Sustainable Management of Living Natural Resources* (World Bank Group). https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/Topics_Ext_Content/IFC_External_Corporate_Site/Sustainability-At-IFC/Policies-Standards/Performance-Standards/PS6
- IPBES. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (p. 56). IPBES Secretariat. https://ipbes.net/sites/default/files/2020-02/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers_en.pdf
- IUCN. (2016a). *Biodiversity Offsets*. International Union for Conservation of Nature. https://www.iucn.org/sites/dev/files/biodiversity_offset_issues_briefs_final.pdf

- IUCN. (2016b). *IUCN Policy on Biodiversity Offsets*. The International Union for Conservation of Nature. https://www.iucn.org/sites/default/files/2022-06/iucn_biodiversity_offsets_policy_jan_29_2016_0.pdf
- Ives, C., & Bekessy, S. (2015). The ethics of offsetting nature. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *13*, 568-573. <https://doi.org/10.1890/150021>
- Jacob, C., Vaissiere, A.-C., Bas, A., & Calvet, C. (2016). Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. *Ecosystem Services*, *21*, 92-102. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.010>
- Jacob, C., van Bochove, J.-W., Livingstone, S., White, T., Pilgrim, J., & Bennun, L. (2020). Marine biodiversity offsets: Pragmatic approaches toward better conservation outcomes. *Conservation Letters*, *13*(3), e12711. <https://doi.org/10.1111/conl.12711>
- Jean, Y. (2002). La notion de territoire : Entre polysémie, analyses critiques et intérêts. In C. Calenge (Éd.), *Lire les territoires* (p. 9-22). Presses universitaires François-Rabelais. <https://doi.org/10.4000/books.pufr.1774>
- Josefsson, J., Widenfalk, L. A., Blicharska, M., Hedblom, M., Pärt, T., Ranius, T., & Öckinger, E. (2021). Compensating for lost nature values through biodiversity offsetting – Where is the evidence? *Biological Conservation*, *257*, 109117. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109117>
- Kanner, P. (2017). *Projet de loi de finances pour 2018 : Juridictions administratives et juridictions financières*. (Rapport législatif Avis n° 114 (2017-2018); p. 39). Sénat, Commission des lois. https://www.senat.fr/rap/a17-114-4/a17-114-4_mono.html
- Kanner, P. (2018). *Projet de loi de finances pour 2019 : Juridictions administratives et juridictions financières*. (Rapport législatif Avis n° 153 (2018-2019); p. 44). Sénat, Commission des lois. https://www.senat.fr/rap/a18-153-4/a18-153-4_mono.html
- Karlsson, M., & Edvardsson Björnberg, K. (2021). Ethics and biodiversity offsetting. *Conservation Biology*, *35*(2), 578-586. <https://doi.org/10.1111/cobi.13603>
- Kennedy, C. M., Miteva, D. A., Baumgarten, L., Hawthorne, P. L., Sochi, K., Polasky, S., Oakleaf, J. R., Uhlhorn, E. M., & Kiesecker, J. (2016). Bigger is better: Improved nature conservation and economic returns from landscape-level mitigation. *Science Advances*, *2*(7), e1501021. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1501021>
- Kiesecker, J. M., Copeland, H., Pocewicz, A., & McKenney, B. (2010). Development by design: Blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *8*(5), 261-266. <https://doi.org/10.1890/090005>
- Kigonya, R. (2022). ‘Old wine in a new bottle’: Conceptualization of biodiversity offsets among environmental practitioners in Uganda. *Environmental Management*, *69*(6), 1202-1216. <https://doi.org/10.1007/s00267-022-01639-2>
- Kourtessi-Philippakis, G. (2011). La notion de territoire : Définitions et approches. In G. Kourtessi-Philippakis & R. Treuil, *Archéologie du territoire, de l'Égée au Sahara* (p. 7-13). Publications de la Sorbonne.

- <http://www.editionsdelasorbonne.fr/resources/titles/28405100033420/extras/introduction.pdf>
- Krajleski, D. (2017). Travail du sol, services écosystémiques, et bail rural. *Droit et Ville*, N° 84(2), 269-280.
- Kujala, H., Maron, M., Kennedy, C. M., Evans, M. C., Bull, J. W., Wintle, B. A., Iftexhar, S. M., Selwood, K. E., Beissner, K., Osborn, D., & Gordon, A. (2022). Credible biodiversity offsetting needs public national registers to confirm no net loss. *One Earth*, 5(6), 650-662. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2022.05.011>
- Kujala, H., Whitehead, A. L., Morris, W. K., & Wintle, B. A. (2015). Towards strategic offsetting of biodiversity loss using spatial prioritization concepts and tools: A case study on mining impacts in Australia. *Biological Conservation*, 192, 513-521. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.017>
- Lagadeuc, Y., & Chenorkian, R. (2009). Les systèmes socio-écologiques : Vers une approche spatiale et temporelle. *Natures Sciences Sociétés*, 17(2), 194-196.
- Laitila, J., Moilanen, A., & Pouzols, F. M. (2014). A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1247-1254. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12287>
- Latune, J., & Aubry, S. (2021). Dix ans après le lancement de l'expérimentation française de la compensation par l'offre, quel bilan en tirent les porteurs de projet ? *Sciences Eaux & Territoires*, 38(4), 16-31. <https://doi.org/10.3917/set.038.0016>
- Laurans, Y., Ferté-Devin, A., Lapeyre, R., & Wemaëre, M. (2016). La nouvelle loi pour la biodiversité en France : Une boîte à outils. *IDDRI*, 12/16, 4.
- Le Coent, P., Preget, R., & Thoyer, S. S. (2018). *Do farmers follow the herd? The influence of social norms in the participation to agri-environmental schemes*. <https://shs.hal.science/halshs-01936004>
- Lescourret, F., Magda, D., Richard, G., Adam-Blondon, A.-F., Bardy, M., Baudry, J., Doussan, I., Dumont, B., Lefèvre, F., Litrico, I., Martin-Clouaire, R., Montuelle, B., Pellerin, S., Plantegenest, M., Tancoigne, E., Thomas, A., Guyomard, H., & Soussana, J.-F. (2015). A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 68-75. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.04.001>
- Levrel, H. (2020). *Les compensations écologiques*. La Découverte. <https://www.cairn.info/les-compensations-ecologiques--9782707197979.htm>
- Levrel, H. (2022). Mettre enfin en place une politique de la biodiversité. *L'Économie politique*, 96(4), 84-89.
- Levrel, H., & Couvet, D. (2016). *Les enjeux liés à la compensation écologique dans le « projet de loi biodiversité »* (Point de vue d'experts, p. 16). Fondation de l'écologie politique. <http://www.fondationecolo.org/activites/publications/Point-de-vue-d-experts-Janvier-2016-Compensation-et-biodiversite>

-
- Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G. J., & Pioch, S. (2015). *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement : Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*. Éditions Quae.
- Levrel, H., Pioch, S., & Spieler, R. (2012). Compensatory mitigation in marine ecosystems: Which indicators for assessing the “no net loss” goal of ecosystem services and ecological functions? *Marine Policy*, 36(6), 1202-1210. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.03.004>
- Lévy, J., & Lussault, M. (Éds.). (2003). *Dictionnaire de la géographie*. Belin.
- Lindenmayer, D., Crane, M., Evans, M., Maron, M., Gibbons, P., Bekessy, S., & Blanchard, W. (2017). The anatomy of a failed offset. *Biological Conservation*, 210, 286-292. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.022>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S. R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A. N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C. L., Schneider, S. H., & Taylor, W. W. (2007). Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science*, 317(5844), 1513-1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Longeot, J.-F., & Dantec, R. (2017). *Compensation des atteintes à la biodiversité : Construire le consensus—Rapport—Sénat* (517; p. 226). Sénat. <https://www.senat.fr/notice-rapport/2016/r16-517-1-notice.html>
- Loupsans, D. (2017). *Du dommage écologique au préjudice écologique - Comment la société prend-elle en compte et répare-t-elle les atteintes causées à l'eau et aux milieux aquatiques ? N°26* (Agence française pour la biodiversité-AFB). <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/dommage-ecologique-prejudice-ecologique-comment-societe-prend-elle-en-compte>
- Lucas, M. (2015). *Étude juridique de la compensation écologique*. LGDJ, lextenso éditions.
- Lucas, M. (2017a). Collectivités locales et compensation écologique, quelles perspectives ? *Droit et Ville*, N° 83(1), 3-43.
- Lucas, M. (2017b). Quel avenir juridique pour le triptyque ERC ? Retours sur les conclusions de la Commission d'enquête sénatoriale. *Revue Juridique de l'Environnement*, 637-648.
- Lucas, M. (2018). Regards sur le contentieux français relatif aux mesures compensatoires : Quarante ans d'attentes, de déceptions et d'espoirs portés par la jurisprudence. *Natures Sciences Sociétés*, Vol. 26(2), 193-202.
- Lucas, M. (2021a). Compenser les atteintes portées à la nature ordinaire : Que dit le droit ? *Projet CompAg*, 6.
- Lucas, M. (2021b). Un bilan de la mise en œuvre de la séquence « éviter-réduire-compenser » au sein des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux en France métropolitaine. *Les Cahiers de droit*, 62(4), 1059-1089. <https://doi.org/10.7202/1084258ar>
- Lukey, P., Cumming, T., Paras, S., Kubiszewski, I., & Lloyd, S. (2017). Making biodiversity offsets work in South Africa – A governance perspective. *Ecosystem Services*, 27, 281-290. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.001>

- Mandle, L., Tallis, H., Sotomayor, L., & Vogl, A. L. (2015). Who loses? Tracking ecosystem service redistribution from road development and mitigation in the Peruvian Amazon. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(6), 309-315. <https://doi.org/10.1890/140337>
- Maron, M., Brownlie, S., Bull, J. W., Evans, M. C., von Hase, A., Quétier, F., Watson, J. E. M., & Gordon, A. (2018). The many meanings of no net loss in environmental policy. *Nature Sustainability*, 1(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41893-017-0007-7>
- Maron, M., Bull, J. W., Evans, M. C., & Gordon, A. (2015a). Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 192, 504-512. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.017>
- Maron, M., Bull, J. W., Evans, M. C., & Gordon, A. (2015b). Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 192, 504-512. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.017>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003>
- Maron, M., Ives, C. D., Kujala, H., Bull, J. W., Maseyk, F. J. F., Bekessy, S., Gordon, A., Watson, J. E. M., Lentini, P. E., Gibbons, P., Possingham, H. P., Hobbs, R. J., Keith, D. A., Wintle, B. A., & Evans, M. C. (2016). Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. *BioScience*, 66(6), 489-498. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw038>
- Maron, M., Rhodes, J. R., & Gibbons, P. (2013). Calculating the benefit of conservation actions. *Conservation Letters*, 6(5), 359-367. <https://doi.org/10.1111/conl.12007>
- Marshall, E., Valavi, R., Connor, L. O., Cadenhead, N., Southwell, D., Wintle, B. A., & Kujala, H. (2021). Quantifying the impact of vegetation-based metrics on species persistence when choosing offsets for habitat destruction. *Conservation Biology*, 35(2), 567-577. <https://doi.org/10.1111/cobi.13600>
- Marshall, E., Visintin, C., Valavi, R., Wilkinson, D. P., Southwell, D., Wintle, B. A., & Kujala, H. (2022). Integrating species metrics into biodiversity offsetting calculations to improve long-term persistence. *Journal of Applied Ecology*, 59(4), 1060-1071. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14117>
- Marshall, E., Wintle, B. A., Southwell, D., & Kujala, H. (2020). What are we measuring? A review of metrics used to describe biodiversity in offsets exchanges. *Biological Conservation*, 241, 108250. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108250>
- Martin, G. J. (2016). La compensation écologique : De la clandestinité honteuse à l'affichage mal assumé. *Revue juridique de l'environnement*, Volume 41(4), 601-616.
- Martin, G. J. (2017). Les unités de compensation dans la loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. *Droit et Ville*, N° 83(1), 45-58.
- Martin, G. J. (2021). Les obligations réelles environnementales au service d'une protection des zones humides. *Les Cahiers de droit*, 62(4), 1091-1132. <https://doi.org/10.7202/1084259ar>

-
- Maseyk, F., Barea, L., Stephens, R., Possingham, H., Dutson, G., & Maron, M. (2016). A disaggregated biodiversity offset accounting model to improve estimation of ecological equivalency and no net loss. *Biological Conservation*, 204, 322-332. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.016>
- Massol, M. (2020a). *Jurisprudences dérogations espèces protégées – analyse détaillée* (p. 28). DREAL Occitanie.
- Massol, M. (2020b, février 25). *Les dérogations espèces protégées—Analyse du contentieux*. DREAL Occitanie, Toulouse.
- May, J., Hobbs, R. J., & Valentine, L. E. (2017). Are offsets effective? An evaluation of recent environmental offsets in Western Australia. *Biological Conservation*, 206, 249-257. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.038>
- Mayfield, H. J., Bird, J., Cox, M., Dutson, G., Eyre, T., Raiter, K., Ringma, J., & Maron, M. (2022). Guidelines for selecting an appropriate currency in biodiversity offset transactions. *Journal of Environmental Management*, 322, 116060. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116060>
- McKenney, B. A., & Kiesecker, J. M. (2010). Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management*, 45(1), 165-176. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3>
- McVittie, A., & Faccioli, M. (2020). Biodiversity and ecosystem services net gain assessment: A comparison of metrics. *Ecosystem Services*, 44, 101145. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101145>
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., & Behrens III, W. (1972). *The limits to growth. A report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. The Club of Rome.
- Mechin, A., & Pioch, S. (2019). Séquence ERC : Comment améliorer l'utilisation des méthodes de dimensionnement de la compensation écologique ? *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, volume 19 numéro 3, Article volume 19 numéro 3. <https://doi.org/10.4000/vertigo.27310>
- MEDDE. (2012). *Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel* (p. 9). Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Énergie. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Doctrine%20ERC.pdf>
- MEEM. (2017). *L'autorisation environnementale : Des démarches simplifiées, des projets sécurisés* (p. 4). Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/L%E2%80%99autorisation%20environnementale.pdf>
- Millennium Ecosystem Assessment (Program) (Éd.). (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press.
- MLETR. (2015). *Boîte à outils du PLU(i). Préserver les espaces et paysages naturels et réaliser la trame verte et bleue* (p. 4). Ministère du Logement, de l'Égalité des Territoires et de la Ruralité. <https://www.cohesion-territoires.gouv.fr/sites/default/files/2019->

- 07/fiche%20PLU_Pr%C3%A9server%20les%20espaces%20et%20paysages%20naturels.pdf
- MLHD. (2016). *Le schéma de cohérence territoriale (SCoT)* (p. 4). Ministère du Logement et de l'Habitat Durable, Direction générale de l'Aménagement, du Logement et de la Nature, Ministère du Logement et de l'Habitat Durable. https://www.orne.gouv.fr/IMG/pdf/le-schema-de-coherence-territoriale-scot-2_cle78263e.pdf
- Moilanen, A., & Kotiaho, J. S. (2018). Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. *Biological Conservation*, 227, 112-120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002>
- Moilanen, A., & Kotiaho, J. S. (2021). Three ways to deliver a net positive impact with biodiversity offsets. *Conservation Biology*, 35(1), 197-205. <https://doi.org/10.1111/cobi.13533>
- Moilanen, A., Kujala, H., & Mikkonen, N. (2020). A practical method for evaluating spatial biodiversity offset scenarios based on spatial conservation prioritization outputs. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(7), 794-803. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13381>
- Moilanen, A., & Laitila, J. (2016). Indirect leakage leads to a failure of avoided loss biodiversity offsetting. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 106-111. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12565>
- Moilanen, A., Van Teeffelen, A. J. A., Ben-Haim, Y., & Ferrier, S. (2009). How Much Compensation is Enough? A Framework for Incorporating Uncertainty and Time Discounting When Calculating Offset Ratios for Impacted Habitat. *Restoration Ecology*, 17(4), 470-478. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00382.x>
- Moreno-Mateos, D., Maris, V., Béchet, A., & Curran, M. (2015). The true loss caused by biodiversity offsets. *Biological Conservation*, 192, 552-559. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.016>
- Moreno-Mateos, D., Power, M. E., Comín, F. A., & Yockteng, R. (2012). Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. *PLOS Biology*, 10(1), e1001247. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>
- Mougenot, C. (2018). De la nature ordinaire à la nature attachante. *Natures Sciences Sociétés*, 26(2), Article 2. <https://doi.org/10.1051/nss/2018035>
- Moulherat, S., Soret, M., Gourvil, P.-Y., Paris, X., & de Roince, C. B. (2023). Net loss or no net loss? Multiscalar analysis of a gas pipeline offset efficiency for a protected butterfly population. *Environmental Impact Assessment Review*, 100, 107028. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2022.107028>
- Mounier, B., Sartre, X. A. de, Maury, M., Mossant, P., Pirsoul, L., & Bertrand, S. (2018). La compensation écologique : Le point de vue des Conservatoires d'espaces naturels. *Natures Sciences Sociétés*, Vol. 26(2), 223-229.
- MTES. (2018). *Plan Biodiversité « Biodiversité. Tous vivants »* (p. 28). Comité interministériel biodiversité, Ministère de la Transition Écologique et Solidaire.

- MTES. (2019). *Document-cadre Orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques. Annexe au décret n°2019-1400 du 17 décembre 2019*. Ministère de la Transition Écologique et Solidaire. <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000039645239/2021-01-07/>
- Nachi, M. (2022). Arrangement. *Anthropen*. <https://doi.org/10.47854/anthropen.v1i1.51550>
- Napoleone, C. (2022). Compensation Écologique et Nature Ordinaire: Une Clef De Détermination Des Espaces Candidats Et Mode Opératoire Au Sein Du Secteur Agricole. *Projet CompAg*, Article halshs-03550813.
- Negret, P. J., Sonter, L., Watson, J. E. M., Possingham, H. P., Jones, K. R., Suarez, C., Ochoa-Quintero, J. M., & Maron, M. (2019). Emerging evidence that armed conflict and coca cultivation influence deforestation patterns. *Biological Conservation*, 239, 108176. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.021>
- Niner, H. J., Jones, P. J. S., Milligan, B., & Styan, C. (2021). Exploring the practical implementation of marine biodiversity offsetting in Australia. *Journal of Environmental Management*, 295, 113062. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113062>
- Niner, H. J., Milligan, B., Jones, P. J. S., & Styan, C. A. (2017a). A global snapshot of marine biodiversity offsetting policy. *Marine Policy*, 81, 368-374. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.04.005>
- Niner, H. J., Milligan, B., Jones, P. J. S., & Styan, C. A. (2017b). Realising a vision of no net loss through marine biodiversity offsetting in Australia. *Ocean & Coastal Management*, 148, 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.07.006>
- OCDE & CEPAL. (2014). *OECD Environmental Performance Reviews: Colombia 2014*. OECD Publishing. <https://www.oecd.org/environment/country-reviews/oecd-environmental-performance-reviews-colombia-2014-9789264208292-en.htm>
- OCDE & CEPAL. (2017). *Evaluaciones del desempeño ambiental: Perú*. Naciones Unidas, CEPAL : OCDE. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/42527-evaluaciones-desempeno-ambiental-peru>
- OECD. (2016). *Biodiversity Offsets: Effective Design and Implementation*. OECD. <https://doi.org/10.1787/9789264222519-en>
- Ollivier, C., Bezombes, L., Spiegelberger, T., & Gaucherand, S. (2020). La territorialisation de la séquence ERC : Quels enjeux liés au changement d'échelle spatiale ? *Sciences Eaux & Territoires*, 31, 50-55. <https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.1.10>
- ONCEA. (2014). *Panorama de la quantification de l'évolution nationale des surfaces agricoles* (p. 126). Observatoire National de la Consommation d'Espaces Agricoles, Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt. <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/bibliographie/oncea-rapport>
- ONU. (2015). *Objectifs du Millénaire pour le développement. Rapport 2015* (p. 75). Organisation des Nations Unies. https://www.un.org/fr/millenniumgoals/reports/2015/pdf/rapport_2015.pdf

-
- Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325(5939), 419-422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>
- Padilla, B., Herard, K., & Hulin, V. (2020). Manifeste pour une séquence CERCA (Connaître, Éviter, Réduire puis Compenser et Accompagner) territorialisée : Initiatives pour l'action. *Sciences Eaux & Territoires, Numéro 31(1)*, 18-23. <https://doi.org/10.3917/set.031.0018>
- Paquot, T. (2011). Qu'est-ce qu'un « territoire » ? *Vie sociale*, 2(2), 23-32. <https://doi.org/10.3917/vsoc.112.0023>
- Pascoe, S., Cannard, T., & Steven, A. (2019). Offset payments can reduce environmental impacts of urban development. *Environmental Science & Policy*, 100, 205-210. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.06.009>
- Pech, M., & Etrillard, C. (2016). Le foncier agricole, variable d'ajustement ou déterminant de la compensation écologique ? *Sciences Eaux & Territoires*, 19, 60-63.
- Peiser, G. (2014). *Contentieux administratif* (16e éd). Dalloz.
- 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. *Natures Sciences Sociétés*, 26(2), Article 2. <https://doi.org/10.1051/nss/2018034>
- Pérou, MINAM. (2015). *Lineamientos para la Compensación Ambiental en el marco del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA)*. R. M. N°398-2014-MINAM (p. 36). Ministerio del Ambiente (MINAM), Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural. <https://www.gob.pe/institucion/minam/informes-publicaciones/2680-lineamientos-para-la-compensacion-ambiental-en-el-marco-del-sistema-nacional-de-evaluacion-de-impacto-ambiental-seia>
- Pérou, MINAM. (2018). *Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú* [Text]. Miniserio del Ambiente (MINAM). https://geoservidor.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/Mapa_ecosistemas_2018.pdf
- Pérou, MINAM. (2019a). *Guía de evaluación del estado de ecosistemas de bosque seco: Bosque estacionalmente seco de llanura, bosque estacionalmente seco de colina y montaña* (p. 60) [Text]. Ministerio del Ambiente (MINAM). <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/guia-evaluacion-estado-ecosistemas-bosque-seco-bosque-estacionalmente>
- Pérou, MINAM. (2019b). *Guía de evaluación del estado del ecosistema de bofedal* (p. 61) [Guide]. Ministerio del Ambiente (MINAM). <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/guia-evaluacion-estado-ecosistema-bofedal>
- Pérou, MINAM. (2019c). *Guía de evaluación del estado del ecosistema de yunga: Bosques basimontano y montano* (p. 60) [Text]. Ministerio del Ambiente (MINAM). <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/guia-evaluacion-estado-ecosistemas-yunga-bosques-basimontano-montano>
- Pérou, MINAM. (2019d). *Sexto Informe Nacional sobre Diversidad Biológica. La Biodiversidad en Cifras*. Ministerio del Ambiente (MINAM).

- https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/360831/La_Biodiversidad_en_Cifras_final.pdf
- Peterson, I., Maron, M., Moillanen, A., Bekessy, S., & Gordon, A. (2018). A quantitative framework for evaluating the impact of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 224, 162-169. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.005>
- Petitimberty, R. (2018). La professionnalisation des consultants de la compensation : Traductions instrumentales et enjeux de légitimation. *Natures Sciences Sociétés*, 26(2), 203-214. <https://doi.org/10.1051/nss/2018030>
- Phalan, B., Hayes, G., Brooks, S., Marsh, D., Howard, P., Costelloe, B., Vira, B., Kowalska, A., & Whitaker, S. (2018). Avoiding impacts on biodiversity through strengthening the first stage of the mitigation hierarchy. *Oryx*, 52(2), 316-324. <https://doi.org/10.1017/S0030605316001034>
- Pilgrim, J. D., Brownlie, S., Ekstrom, J. M. M., Gardner, T. A., von Hase, A., Kate, K. ten, 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. <https://doi.org/10.1111/conl.12002>
- Pope, J., Morrison-Saunders, A., Bond, A., & Retief, F. (2021). When is an Offset Not an Offset? A Framework of Necessary Conditions for Biodiversity Offsets. *Environmental Management*, 67(2), 424-435. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01415-0>
- Prem, M., Saavedra, S., & Vargas, J. F. (2020). End-of-conflict deforestation: Evidence from Colombia's peace agreement. *World Development*, 129, 104852. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.104852>
- Puisais, E. (2021). Territoire naturel ou territoire juridique ? In H. Kassoul & A. Cukier, *Nature de l'Homme, nature du droit*. Revue Lexsociété.
- Quétier, F., Boyer, E., Cozannet, N., & Rayé, G. (2021). Opportunités et limites des corridors écologiques dans l'aménagement du territoire : Retours sur plus de dix ans d'expérience dans les Alpes françaises. *Sciences Eaux & Territoires*, 36(2), 48-53. <https://doi.org/10.3917/set.036.0048>
- Quétier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144(12), 2991-2999. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002>
- Quétier, F., Pioch, S., & Roques, N. (2014). Affaire de l'Erika—Que peut-on attendre de la restauration écologique dans la réparation du préjudice écologique ? *LexisNexis JurisClasseur Environnement*, 10, 6.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.009>
- Radisson, L. (2023, juillet 3). *Biodiversité : Pourquoi les sites naturels de compensation vont être remplacés par des sites de restauration*. Actu-Environnement; Actu-environnement. [287](https://www.actu-</p>
</div>
<div data-bbox=)

- environnement.com/ae/news/compensation-ecologique-sites-naturels-snc-restauration-renaturation-snrr-projet-loi-industrie-verte-42113.php4
- Raffestin, C. (1986). Ecogenèse territoriale et territorialité. In F. Auriac & R. Brunet, *Espaces, jeux et enjeux* (p. 175-185). Fayard.
- Reboul-Maupin, N., & Grimonprez, B. (2016). L'obligation réelle environnementale : Chronique d'une naissance annoncée. *Recueil Dalloz*, 2016, 2074.
- Regnery, B. (2017). *La compensation écologique : Concepts et limites pour conserver la biodiversité*. Publications scientifiques du Muséum national d'histoire naturelle.
- Robert, J. (2022). Printemps silencieux : De Rachel Carson. *La Revue Nouvelle*, 3(3), 59-61. <https://doi.org/10.3917/rn.221.0059>
- Roussel, S., Tardieu, L., & Vaissière, A.-C. (2019). Compensation écologique et agriculture : Est-ce compatible ? *Revue économique*, Vol. 70(1), 123-137.
- Saenz, S., Walschburger, T., González, J. C., León, J., McKenney, B., & Kiesecker, J. (2013a). A Framework for Implementing and Valuing Biodiversity Offsets in Colombia: A Landscape Scale Perspective. *Sustainability*, 5(12), Article 12. <https://doi.org/10.3390/su5124961>
- Saenz, S., Walschburger, T., González, J. C., León, J., McKenney, B., & Kiesecker, J. (2013b). Development by Design in Colombia: Making Mitigation Decisions Consistent with Conservation Outcomes. *PLOS ONE*, 8(12), e81831. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081831>
- Salès, K. (2022, octobre 20). *Objectivation de l'évaluation environnementale : Regards croisés France -Colombie -Pérou*. L'évaluation environnementale face à l'impératif écologique, Colloque SFDE, Sceaux, France. <https://hal.science/hal-03996163>
- Salès, K. (2023, juin 8). *Improvement of the ecological transparency of a linear infrastructure: The case of the RCEA (A79)*. Journée Jeunes Chercheurs ITTECOP : Infrastructures, écologie, paysages, société et territoires, Strasbourg.
- Sarmiento, M., Buitrago, L., & Cardona, W. (2015). *Orientaciones para el diseño e implementación efectiva de planes de compensación ambiental en la amazonía andina de Colombia, Ecuador y Perú*. Wildlife Conservation Society.
- Saura, S., & de la Fuente, B. (2017). Connectivity as the Amount of Reachable Habitat: Conservation Priorities and the Roles of Habitat Patches in Landscape Networks. In S. E. Gergel & M. G. Turner (Éds.), *Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques* (p. 229-254). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-6374-4_14
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C., & Rodríguez-Freire, M. (2011). Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11(2), 407-416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.011>
- Scemama, P., Kermagoret, C., Levrel, H., & Vaissière, A.-C. (2018). L'économie néo-institutionnelle comme cadre de recherche pour questionner l'efficacité de la compensation écologique. *Natures Sciences Sociétés*, 26(2), Article 2. <https://doi.org/10.1051/nss/2018040>

- Sébastien, L., Milanesi, J., & Pelenc, J. (2019). Résister aux projets d'aménagement, politiser les territoires. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Volume 19 Numéro 1, Article Volume 19 Numéro 1. <https://doi.org/10.4000/vertigo.24269>
- Semal, L., & Guillet, F. (2017a). Chapitre 6. Compenser les pertes de biodiversité. In *Les politiques de biodiversité* (p. 149-169). Presses de Sciences Po. <https://www.cairn.info/les-politiques-de-biodiversite--9782724621709-page-149.htm>
- Semal, L., & Guillet, F. (2017b). Chapitre 6. Compenser les pertes de biodiversité. Entre absence de perte nette et moindre mal. In *Les politiques de biodiversité* (p. 149-169). Presses de Sciences Po. <https://doi.org/10.3917/scpo.compa.2017.01.0149>
- Simon, L. (2006). De la biodiversité à la diversité : Les biodiversités au regard des territoires. *Annales de géographie*, 651(5), 451-467. <https://doi.org/10.3917/ag.651.0451>
- Sonter, L. J., Gordon, A., Archibald, C., Simmonds, J. S., Ward, M., Metzger, J. P., Rhodes, J. R., & Maron, M. (2020). Offsetting impacts of development on biodiversity and ecosystem services. *Ambio*, 49(4), 892-902. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01245-3>
- Sonter, L. J., Gourevitch, J., Koh, I., Nicholson, C. C., Richardson, L. L., Schwartz, A. J., Singh, N. K., Watson, K. B., Maron, M., & Ricketts, T. H. (2018). Biodiversity offsets may miss opportunities to mitigate impacts on ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(3), 143-148. <https://doi.org/10.1002/fee.1781>
- Sonter, L. J., Simmonds, J. S., Watson, J. E. M., Jones, J. P. G., Kiesecker, J. M., Costa, H. M., Bennun, L., Edwards, S., Grantham, H. S., Griffiths, V. F., Jones, K., Sochi, K., Puydarrieux, P., Quétier, F., Rainer, H., Rainey, H., Roe, D., Satar, M., Soares-Filho, B. S., ... Maron, M. (2020). Local conditions and policy design determine whether ecological compensation can achieve No Net Loss goals. *Nature Communications*, 11(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15861-1>
- Sonter, L. J., Tomsett, N., Wu, D., & Maron, M. (2017). Biodiversity offsetting in dynamic landscapes: Influence of regulatory context and counterfactual assumptions on achievement of no net loss. *Biological Conservation*, 206, 314-319. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.025>
- Souza, B. A., Rosa, J. C. S., Siqueira-Gay, J., & Sánchez, L. E. (2021). Mitigating impacts on ecosystem services requires more than biodiversity offsets. *Land Use Policy*, 105, 105393. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105393>
- Spash, C. L. (2015). Bulldozing biodiversity: The economics of offsets and trading-in Nature. *Biological Conservation*, 192, 541-551. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.037>
- Spash, C. L., & Aslaksen, I. (2015). Re-establishing an ecological discourse in the policy debate over how to value ecosystems and biodiversity. *Journal of Environmental Management*, 159, 245-253. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.049>
- Steichen, P. (2019). La compensation préalable des atteintes à la biodiversité dans le cadre des projets d'aménagement. Biodiversité protégée et biodiversité ordinaire : deux poids, deux mesures ? *Revue juridique de l'environnement*, 44(4), 705-724.

- Takacs, D. (2018). Are Koalas Fungible? Biodiversity Offsetting and the Law. *N.Y.U. Environmental Law Journal*, 26(2), 161-226.
- Tallis, H., Kennedy, C. M., Ruckelshaus, M., Goldstein, J., & Kiesecker, J. M. (2015). Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*, 55, 21-34. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.06.005>
- Tarabon, S., Calvet, C., Delbar, V., Dutoit, T., & Isselin-Nondedeu, F. (2020). Integrating a landscape connectivity approach into mitigation hierarchy planning by anticipating urban dynamics. *Landscape and Urban Planning*, 202, 103871. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103871>
- Tarabon, S., Dutoit, T., & Isselin-Nondedeu, F. (2021). Pooling biodiversity offsets to improve habitat connectivity and species conservation. *Journal of Environmental Management*, 277, 111425. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111425>
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571-573. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- ten Kate, K., Bishop, J., & Bayon, R. (2004). *Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case*. IUCN - International Union for the Conservation of Nature. <https://portals.iucn.org/library/node/8580>
- Terre de Liens. (2023). *La propriété des terres agricoles en France. À qui profite la terre ?* (L'état des terres agricoles en France n°2, p. 76). Terre de Liens. https://terredeliens.org/documents/686/RAPPORT_LA_PROPRIETE_DES_TERRE_S_AGRICOLES_EN_FRANCE.pdf
- The World Bank. (2017). *The World Bank Environmental and Social Framework*. International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank. <https://www.worldbank.org/en/projects-operations/environmental-and-social-framework/brief/environmental-and-social-standards>
- Thorn, S., Hobbs, R. J., & Valentine, L. E. (2018). Effectiveness of biodiversity offsets: An assessment of a controversial offset in Perth, Western Australia. *Biological Conservation*, 228, 291-300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.021>
- Thuillier, T. (2019). La hiérarchie des normes en droit de l'urbanisme : Des clarifications en demi-teinte. *Bulletin de jurisprudence de droit de l'urbanisme*, 8.
- Tifine, P. (2021). *Droit administratif français—Tome I : Les institutions administratives, le principe de légalité, la justice administrative* (Sixième édition). Editions juridiques franco-allemandes.
- Treillard, A. (2019). *L'appréhension juridique de la nature ordinaire* [Phdthesis, Université de Limoges]. <https://shs.hal.science/tel-02908430>
- Untermaier, J. (1986). De la compensation comme principe général du droit et de l'implantation de télésièges en site classé. *Revue juridique de l'Environnement*, 11(4), 381-412. <https://doi.org/10.3406/rjenv.1986.2158>

- Vaissière, A.-C., Bierry, A., & Quétier, F. (2016). Mieux compenser les impacts sur les zones humides : Modélisation de différentes approches dans la région de Grenoble. *Sciences Eaux Territoires, Numéro 21(4)*, 64-69.
- Vaissière, A.-C., Latune, J., Quétier, F., & Calvet, C. (2020). Quelles implications possibles du monde agricole dans la compensation écologique ? Vers des approches territoriales. *Sciences Eaux Territoires, Numéro 31(1)*, 38-43.
- Vaissière, A.-C., Levrel, H., Pioch, S., & Carlier, A. (2014). Biodiversity offsets for offshore wind farm projects: The current situation in Europe. *Marine Policy, 48*, 172-183. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.03.023>
- Vaissière, A.-C., Levrel, H., & Scemama, P. (2017). Biodiversity offsetting: Clearing up misunderstandings between conservation and economics to take further action. *Biological Conservation, 206*, 258-262. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.036>
- Vaissière, A.-C., & Meinard, Y. (2021). A policy framework to accommodate both the analytical and normative aspects of biodiversity in ecological compensation. *Biological Conservation, 253*, 108897. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108897>
- Vaissière, A.-C., Quétier, F., Calvet, C., Levrel, H., & Wunder, S. (2020). Biodiversity offsets and payments for environmental services: Clarifying the family ties. *Ecological Economics, 169*, 106428. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106428>
- Vaissière, A.-C., Tardieu, L., Quétier, F., & Roussel, S. (2018). Preferences for biodiversity offset contracts on arable land: A choice experiment study with farmers. *European Review of Agricultural Economics, Online First(4)*, 1-30. <https://doi.org/10.1093/erae/jby006>
- van Oosterzee, P., Blignaut, J., & Bradshaw, C. J. A. (2012). iREDD hedges against avoided deforestation's unholy trinity of leakage, permanence and additionality. *Conservation Letters, 5(4)*, 266-273. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00237.x>
- Vanpeene, S. (2019). *Analyse de l'utilisation de la grille URBA pour évaluer la prise en compte du SRCE et des continuités écologiques par les SCoT et PLUi* (p. 18). IRSTEA, Unité de recherche RECOVER. <https://www.trameverteetbleue.fr/documentation/references-bibliographiques/analyse-utilisation-grille-urba-pour-evaluer-prise-compte>
- Vervynck, M. (2020). Les risques contentieux liés à l'évaluation environnementale. *Le Moniteur*. <https://www.lemoniteur.fr/article/les-risques-contentieux-lies-a-l-evaluation-environnementale.2089146>
- Vicard, V., de Billy, V., & Zammite, J.-M. (2018, janvier 31). *Inventaire de sites potentiels de compensation*.
- Walker, S., Brower, A. L., Stephens, R. T. T., & Lee, W. G. (2009). Why bartering biodiversity fails. *Conservation Letters, 2(4)*, 149-157. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00061.x>
- Weissgerber, M., Roturier, S., Julliard, R., & Guillet, F. (2019a). Biodiversity offsetting: Certainty of the net loss but uncertainty of the net gain. *Biological Conservation, 237*, 200-208. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.036>

-
- Weissgerber, M., Roturier, S., Julliard, R., & Guillet, F. (2019b). Biodiversity offsetting: Certainty of the net loss but uncertainty of the net gain. *Biological Conservation*, 237, 200-208. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.036>
- Whitehead, A. L., Kujala, H., & Wintle, B. A. (2017). Dealing with Cumulative Biodiversity Impacts in Strategic Environmental Assessment: A New Frontier for Conservation Planning. *Conservation Letters*, 10(2), 195-204. <https://doi.org/10.1111/conl.12260>
- Wunder, S., Engel, S., & Pagiola, S. (2008). Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*, 65(4), 834-852. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.010>
- Yu, S., Cui, B., & Gibbons, P. (2018). A method for identifying suitable biodiversity offset sites and its application to reclamation of coastal wetlands in China. *Biological Conservation*, 227, 284-291. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.030>
- zu Ermgassen, S. O. S. E., Baker, J., Griffiths, R. A., Strange, N., Struebig, M. J., & Bull, J. W. (2019). The ecological outcomes of biodiversity offsets under “no net loss” policies: A global review. *Conservation Letters*, 12(6), e12664. <https://doi.org/10.1111/conl.12664>
- zu Ermgassen, S. O. S. E., Maron, M., Corlet Walker, C. M., Gordon, A., Simmonds, J. S., Strange, N., Robertson, M., & Bull, J. W. (2020). The hidden biodiversity risks of increasing flexibility in biodiversity offset trades. *Biological Conservation*, 252, 108861. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108861>
- zu Ermgassen, S. O. S. E., Utamiputri, P., Bennun, L., Edwards, S., & Bull, J. W. (2019). The Role of “No Net Loss” Policies in Conserving Biodiversity Threatened by the Global Infrastructure Boom. *One Earth*, 1(3), 305-315. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.10.019>

Annexes

Les annexes sont au nombre de trois : deux concernent l'étude de cas RCEA (A79) et l'une se rapporte au *benchmark* international :

Annexe 1 : Étude de cas RCEA (A79) – Liste des documents consultés

Annexe 2 : Étude de cas RCEA (A79) – Guide d'entretien

Annexe 3 : *Benchmark* international – Guide d'entretien

Annexe 1. Étude de cas RCEA (A79) – Liste des documents consultés

DUP initiale

- Décret DUP du 31 mai 1996
- Décret DUP du 9 mai 1997

Débat public

- Saisine de la CNDP par le ministre en charge de l'Environnement et le secrétaire d'État aux transports, en date du 15 février 2010
- Décision de la CNDP (décision n°2010/20/RCEA/1) d'organiser un débat sur le projet d'accélération de la mise à 2x2 voies de la RCEA et de le confier à une commission particulière, en date du 7 avril 2010
- Décision de la CNDP (décision n° 2010/21/RCEA/2) de nommer Mme Claude Brévant présidente de la CPDP, en date du 7 avril 2010
- Décision de la CNDP (décision n° 2010/32/RCEA/3) nommant les membres de la CPDP, en date du 5 mai 2010
- Dossier du maître d'ouvrage, établi par les DREAL Auvergne et Bourgogne
- Synthèse du dossier du maître d'ouvrage
- Décision de la CNDP (décision n° 2010/63/RCEA/4) approuvant le dossier, les modalités et le calendrier du débat, en date du 6 octobre 2010
- Décision de la CNDP (décision n° 2010/70/RCEA/5) de demander une expertise complémentaire sur les aspects juridiques et financiers du projet, en date du 3 novembre 2010
- Compte-rendu de la Présidente du CPDP, en date du 29 mars 2011
- Bilan du président de la CNDP, en date du 29 mars 2011
- Décision ministérielle consécutive au débat public, en date du 24 juin 2011

Concertation *post* débat public, sous l'égide d'un garant

- Désignation du garant de la concertation M. José Thomas pour la phase postérieure au débat public (décision n°2011/78/RCEA/6), en date du 9 novembre 2011
- Compte-rendu de la réunion d'installation du comité de suivi de la RCEA, en date du 29 novembre 2011
- Compte-rendu de l'atelier « adaptations locales du projet » (1^{ère} réunion), en date du 27 janvier 2012
- Compte-rendu de l'atelier « usagers fréquents et mesures tarifaires » (1^{ère} réunion), en date du 27 janvier 2012
- Approbation des modalités d'information et de participation du public pendant la phase postérieure au débat public (CNDP – décision n° 2012/11/RCEA/7), en date du 7 mars 2012

- Compte-rendu de l'atelier « adaptations locales » (2^{ème} réunion), en date du 13 avril 2012
- Compte-rendu de l'atelier « usagers fréquents et mesures tarifaires » (2^{ème} réunion), en date du 13 avril 2012
- Compte-rendu de l'atelier « environnement » (2^{ème} réunion – thématiques air/bruit), en date du 27 avril 2012
- Compte-rendu de l'atelier « environnement » (3^{ème} réunion – thématique eau), en date du 25 juin 2012
- Compte-rendu de l'atelier « adaptations locales » (3^{ème} réunion), en date du 25 juin 2012
- Présentation par le ministre des Transports des modalités d'aménagements de la RCEA (communiqué de presse), en date du 11 juillet 2013
- Compte-rendu du 2^{ème} comité de pilotage de la RCEA reconfigurée à l'Allier, en date du 24 septembre 2013
- Compte-rendu de la 1^{ère} réunion du comité technique de la RCEA reconfigurée (échangeurs), en date du 16 octobre 2013
- Compte-rendu de la 2^{ème} réunion du comité technique de la RCEA (tarification et aires ; Val d'Allier), en date du 20 novembre 2013
- Compte-rendu de la 3^{ème} réunion du comité de pilotage de la RCEA, en date du 20 décembre 2013
- Compte-rendu de la 4^{ème} réunion du comité de pilotage de la RCEA, en date du 12 janvier 2015
- Compte-rendu de la réunion publique d'information à Montmarault, en date du 13 janvier 2015
- Compte-rendu de la réunion publique d'information à Dompierre-sur-Besbre, en date du 14 janvier 2015
- Compte-rendu de la réunion publique d'information à Toulon-sur-Allier, en date du 15 janvier 2015
- Rapport du garant, en date du 25 avril 2016

DUP n°2

- Avis de l'Ae du CGEDD portant sur l'étude d'impact du projet de mise à 2x2 voies de la RCEA entre Montmarault et Digoin, en date du 3 février 2016
- Arrêté interpréfectoral n° 1011bis/2016 portant ouverture de l'enquête publique préalable à la DUP du projet, en date du 31 mars 2016
- Arrêté préfectoral portant ouverture de l'enquête publique relative à la demande d'autorisation de modification du décret portant création de la réserve naturelle nationale du Val d'Allier dans le cadre de la mise à 2x2 voies de la RCEA, en date du 4 avril 2016
- Dossier d'enquête publique préalable à la DUP, daté d'avril 2016
- Rapport de la commission d'enquête, en date du 15 juillet 2016
- Conclusions motivées de la commission d'enquête, en date du 15 juillet 2016
- Décret n° 2017-579 déclarant le projet d'utilité publique, en date du 20 avril 2017
- Contentieux contre le décret DUP : arrêt du Conseil d'État, 12 octobre 2018, req. n° 411658 (rejet)

- Contentieux contre le décret DUP : arrêt du Conseil d'État, 29 mars 2019, req. n° 426572 (rejet)

Réserve naturelle nationale du Val d'Allier (RNNVA)

- Rapport d'enquête publique concernant la RNNVA, en date du 15 juillet 2016
- Conclusions et avis motivé du commissaire enquêteur concernant la RNNVA, en date du 15 juillet 2016
- Décret n° 2017-947 portant modification de la réglementation de la RNNVA, en date du 10 mai 2017

Concession

- Avis de concession autoroutière de la RCEA (marché de travaux – 151225-2017), en date du 21 avril 2017
- Décision d'attribution de la concession, en date du 13 juin 2019
- Avis n° 2019-067 de l'Arafer (Autorité de régulation des activités ferroviaires et routières), en date du 10 octobre 2019
- Contrat de concession entre l'État et ALIAE, signé le 10 mars 2020
- Décret n° 2020-252 approuvant le contrat de concession et son cahier des charges, en date du 15 mars 2020
- Avis d'attribution de concession (marché de travaux – 203245-2020), en date du 30 avril 2020

Évaluation environnementale – DDAE

- DDAE (1^{ère} version), en date du 22 juillet 2019
- Avis de la DDT Bureau Prévention des Risques, en date du 19 août 2019
- Avis de la DREAL Service Prévention des Risques Naturels et Hydrauliques – Pôle Ouvrages hydrauliques, en date du 30 août 2019
- Avis de la LPO en qualité de gestionnaire de la RNNVA, en date de septembre 2019
- Avis de la DREAL – Unité interdépartementale Cantal Allier Puy-de-Dôme, en date du 4 septembre 2019
- Avis CLE du SAGE Cher amont, en date du 6 septembre 2019
- Avis de l'AFB – Direction régionale Auvergne-Rhône-Alpes, en date du 9 septembre 2019
- Avis de l'ARS – délégation départementale de l'Allier, en date du 9 septembre 2019
- Avis du CEN de l'Allier, en date du 9 septembre 2019
- Avis de la Fédération de l'Allier pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique, en date du 11 septembre 2019
- Avis CLE du SAGE Sioule, en date du 12 septembre 2019
- Avis de la DREAL Service Eau Hydroélectricité et Nature, en date du 13 septembre 2019
- Avis de la DDT Service Environnement, en date du 17 septembre 2019
- Avis du Service régional de l'Archéologie, en date du 18 septembre 2019
- Avis de la Direction régionale des affaires culturelles (DRAC) Unité départementale de l'architecture et du patrimoine de l'Allier, en date du 18 septembre 2019

- DDAE (2^{ème} version) – compléments adressés par ALIAE à la suite d'une demande du service instructeur, octobre 2019
- Avis de l'ABF, DRAC Unité départementale de l'architecture et du patrimoine de l'Allier, en date du 19 novembre 2019
- Avis de la DREAL Auvergne-Rhône-Alpes sur les travaux dans la RNNVA, en date du 20 novembre 2019
- Avis de la DREAL Service Eau Hydroélectricité et Nature, rapport d'instruction de la DREAL Pôle Nature, en date du 27 novembre 2019
- Avis de l'AFB – Direction régionale Auvergne-Rhône-Alpes, en date du 29 novembre 2019
- Avis de la DREAL – Unité interdépartementale Cantal Allier Puy-de-Dôme, en date du 2 décembre 2019
- Avis de la Commission Départementale de la Nature, des Paysages et des Sites, en date du 9 décembre 2019
- Avis du comité consultatif de la RNNVA, en date du 9 décembre 2019
- Avis du CSRPN Auvergne-Rhône-Alpes, en date du 12 décembre 2019
- Avis du CNPN, en date du 27 janvier 2020
- Avis de l'Ae n° Ae : 2019-110, en date du 5 février 2020
- Mémoire en réponse du maître d'ouvrage à l'avis de l'Ae, en date du 28 février 2020

Évaluation environnementale – enquête publique

- Arrêté préfectoral n° 619/2020 portant ouverture d'une enquête publique relative à la demande d'autorisation environnementale concernant le projet de mise à 2x2 voies de la RN 79 (Route Centre Europe Atlantique) entre Sazeret et Digoïn, en date du 27 février 2020
- Avis d'enquête publique, en date du 2 mars 2020
- Arrêté préfectoral n° 977/2020 modifiant l'arrêté préfectoral n° 619/2020, en date du 23 avril 2020
- Avis d'enquête publique (2^{ème} avis), en date du 24 avril 2020
- Rapport de la commission d'enquête (inclut le procès-verbal de synthèse des observations et le mémoire du maître d'ouvrage en réponse aux observations), en date du 10 juillet 2020
- Conclusions de la commission d'enquête, en date du 10 juillet 2020

Autorisation environnementale – arrêtés préfectoraux

- Arrêté préfectoral d'autorisation n° 1934/2020, en date du 7 août 2020
- Arrêté préfectoral complémentaire n° 2721bis/2020, en date du 22 octobre 2020
- Arrêté préfectoral complémentaire n° 1706/2021, en date du 6 juillet 2021
- Arrêté préfectoral complémentaire n° 1433bis/2022, en date du 8 juillet 2022
- Arrêté préfectoral complémentaire n° 1853/2022, en date du 9 septembre 2022

Conventions pour les sites compensatoires

- Bail rural à clauses environnementales pour le site compensatoire des Pelletiers, sur la commune de Beaulon (version non signée par les parties)

- Convention bipartite pour la création d'un îlot et/ou d'un réseau d'arbres sénescents en milieu forestier dans le cadre des mesures compensatoires inhérentes à la construction de l'autoroute A79 (site MONT_019). Signée le 1^{er} février 2021
- Convention bipartite pour la création et/ou la restauration de milieux naturels dans le cadre des mesures compensatoires inhérentes à la construction de l'autoroute A79 (site TOUL_04). Signée le 23 février 2022.

Annexe 2. Étude de cas RCEA (A79) – Guide d’entretien

RCEA – Guide d’entretien

L’entretien est réalisé dans le cadre d’une étude de cas portant sur le projet de concession autoroutière Route Centre Europe Atlantique (RCEA) A79. Cette étude s’inscrit dans un projet de thèse relatif à la séquence Éviter-Réduire-Compenser (ERC), avec un focus sur la compensation écologique, dont le titre provisoire est « *Logiques de territoire(s) et dynamique écologique dans la compensation : une analyse multi-facette* ».

Présentation

1. Êtes-vous impliqué(e) dans le projet RCEA (A79) ? Si oui, depuis quand ?
2. Pouvez-vous décrire votre (vos) rôle(s) et/ou celui de l’entité à laquelle vous appartenez dans le cadre du projet RCEA (A79) ?

Instruction du Dossier de demande d’autorisation environnementale (DDAE)

3. Avez-vous été impliqué(e) dans l’instruction du DDAE ? Si oui, de quelle manière ?
4. De quelles nature et qualité ont été vos échanges avec les services instructeurs / les associations environnementales / les collectivités / le monde agricole ?
5. La déclaration d’utilité publique -DUP- (ce qui y était arrêté) a-t-elle empêché, dans le projet retenu pour la concession, certaines solutions d’amélioration d’un point de vue environnementale ?

Analyse des enjeux et détermination des mesures ERC (focus compensation)

6. Quelle(s) différence(s) de définition et d’approche concernant :
 - a. Les espèces protégées communes *vs* les espèces protégées à enjeu écologique ?
 - b. Les espèces protégées *vs* les (autres) espèces remarquables ?
 - c. Les espèces remarquables *vs* les espèces ordinaires ?
7. Les choix opérés en matière de prise en compte des corridors écologiques (TVB) étaient-ils les choix optimaux ? Si non, pourquoi ?
8. Le calcul des pertes et gains de biodiversité se fait sur la base de l’application de coefficients de qualification. Si le suivi des mesures devait révéler un manque d’efficacité d’une ou plusieurs mesures, y aura-t-il une mise à jour du calcul des pertes et/ou des gains, et donc de la dette écologique ?

Choix des sites de compensation / sécurisation foncière

9. Avez-vous rencontré des difficultés lors de la prospection terrain pour l’identification et la sécurisation des sites de compensation ? Si oui, lesquelles ?

10. Tous les sites de compensation étaient-ils sécurisés au moment de l'adoption de l'arrêté préfectoral d'autorisation ?
11. Concernant l'obligation d'avoir au moins 50% des sites en acquisition et/ou obligation réelle environnementale (ORE) : Les 50% doivent-ils s'entendre comme 50% des sites, 50% de la dette écologique, ou 50% de la surface totale nécessaire à la mise en œuvre des mesures compensatoires ?

Postérieurement à l'adoption de l'arrêté préfectoral (AP) d'autorisation

12. Postérieurement à l'adoption de l'AP d'autorisation, quelles sont/ont été la nature et la forme de vos échanges avec les autres parties prenantes (services instructeurs, associations environnementales, collectivités, monde agricole) ?
13. Comment est organisée la gestion des mesures de compensation (mise en œuvre, animation foncière, suivi des conventions, etc.) ?
14. Postérieurement à l'adoption de l'AP d'autorisation, y a-t-il eu des changements concernant certaines mesures ERC et/ou sites de compensation ? Si oui, lesquels ?
15. Quelle est votre approche lorsqu'il s'avère que les prescriptions réglementaires ne sont pas en adéquation avec la réalité du terrain (ou vice-versa) ? Avez-vous rencontré de telles situations ? (P.ex. espèce mal identifiée dans le DDAE, mesure de réduction non efficace)
16. L'AP d'autorisation a-t-il fait l'objet d'un recours gracieux ou hiérarchique ? D'un recours contentieux ? Si oui, par qui et sur quel fondement ?

Annexe 3. *Benchmark* international – Guide d’entretien

Le même guide d’entretien a été utilisé pour la Colombie et le Pérou. Ce guide d’entretien, reproduit ci-après dans sa version initiale en espagnol, est accompagné d’une traduction en français.

Colombia/Perú – Guía de entrevista

Le agradezco por haber aceptado concederme una entrevista. El propósito de esta guía es ayudarlo a prepararse para nuestra entrevista y así orientarle antes de nuestra conversación.

Como se lo indiqué en mi correo electrónico, mi investigación de doctorado se centra en el tema “**Lógicas de territorio y dinámicas ecológicas en la compensación: un análisis multifacético**” en el contexto francés. Sin embargo, esto implica la realización de un análisis comparativo internacional (centrado, entre otros, en Colombia) que debería permitir identificar otros posibles escenarios distintos de lo que se hace actualmente en Francia.

Contenido de la normativa nacional sobre compensación ambiental (por pérdida de biodiversidad)

1. Se están estableciendo gradualmente normas nacionales sobre compensación por pérdida de biodiversidad. En el transcurso de su trabajo, ¿ha tenido que tener en cuenta y/o aplicar estas normas? Si es así, ¿de qué manera?
2. ¿Cuáles son, en su opinión, los puntos positivos de estas normas?
3. ¿Cuáles son, en su opinión, los puntos negativos de estas normas?

Aplicación de la normativa nacional sobre compensación ambiental (por pérdida de biodiversidad)

4. ¿Cree Usted que se aplica efectivamente la reglamentación nacional sobre compensación por pérdida de biodiversidad?
5. ¿Qué puntos positivos observa o ha observado en su práctica en la aplicación de esta reglamentación? ¿Permite integrar la cuestión de la dinámica ecológica? Si es así, ¿de qué manera?
6. ¿Qué dificultades observa o ha observado en su práctica en la aplicación de esta reglamentación? ¿Tiene esto un impacto en la consideración de la dinámica ecológica? Si es así, ¿de qué manera?
7. En su experiencia, ¿la compensación por pérdida de biodiversidad encaja con otros tipos de zonificación implementados por el gobierno? Si es así, ¿cuáles?
8. ¿Quiénes son los interesados que participan generalmente en la aplicación de las normas sobre compensación por pérdida de biodiversidad?
9. En su opinión, en caso de incumplimiento de la normativa vigente, ¿se aplican efectivamente sanciones? Si es así, ¿cuáles? ¿Por quién?

10. ¿Cómo se relacionan los requisitos de los donantes internacionales con el cumplimiento de la normativa nacional sobre compensación por pérdida de biodiversidad?

Hacia adelante

11. ¿Cuáles serían sus sugerencias/recomendaciones para una mejor aplicación de la compensación por pérdida de biodiversidad?

Colombie/Pérou – Guide d'entretien

Je vous remercie d'avoir accepté cet entretien. L'objectif de ce guide est de vous aider à préparer notre entretien et de vous orienter avant notre conversation.

Comme je l'ai indiqué dans mon courriel, ma recherche doctorale porte sur le thème "Logiques de territoire et dynamiques écologiques dans compensation : une analyse multifacette" dans le contexte français. Cependant, cela implique une analyse comparée internationale (notamment avec la Colombie/le Pérou) qui devrait nous permettre d'identifier d'autres scénarios possibles que ce qui se fait actuellement en France.

Contenu de la réglementation nationale sur la compensation écologique

1. Des règles nationales sur la compensation écologique sont progressivement mises en place. Dans le cadre de votre travail, avez-vous été amené(e) à prendre en compte et/ou à appliquer ces normes ? Si oui, de quelle manière ?
2. Quels sont, selon vous, les points positifs de cette réglementation ?
3. Quels sont, selon vous, les points négatifs de cette réglementation ?

Application de la réglementation nationale en matière de compensation écologique

4. Pensez-vous que la réglementation nationale en matière de compensation écologique soit appliquée de manière effective ?
5. Quels sont les points positifs que vous observez ou avez observés, dans votre pratique, dans l'application de cette réglementation ? Permet-elle d'intégrer la question de la dynamique écologique ? Si oui, de quelle manière ?
6. Quelles sont les difficultés que vous observez ou avez observées, dans votre pratique, dans l'application de cette réglementation ? Cela a-t-il un impact sur la prise en compte de la dynamique écologique ? Si oui, de quelle manière ?
7. D'après votre expérience, la compensation écologique est-elle compatible avec d'autres types de zonage mis en œuvre par le gouvernement ? Si oui, lesquels ?
8. Quelles sont les parties prenantes généralement impliquées dans la mise en œuvre de la réglementation relative à la compensation écologique ?
9. Selon vous, en cas de non-respect de la réglementation en vigueur, des sanctions sont-elles effectivement appliquées ? Si oui, lesquelles ? par qui ?
10. Comment se situent les exigences des bailleurs de fonds internationaux par rapport au respect de la réglementation nationale en matière de compensation écologique ?

Pour aller plus loin

11. Quelles seraient vos suggestions/recommandations pour une meilleure mise en œuvre de la compensation écologique ?

Table des figures

Figure 1 : Principe de mise en œuvre des mesures ERC dans le cadre d'un projet.....	42
Figure 2 : Articulation entre les différents documents de planification présentant un intérêt pour la compensation écologique.....	62
Figure 3 : Méthodes de dimensionnement de la compensation écologique acceptées en France..	68
Figure 4 : L'organisation juridictionnelle française.....	87
Figure 5 : Méthodologie générale appliquée aux travaux de recherches et interaction entre les différents terrains et matériaux empiriques	98
Figure 6 : La RCEA à travers la France	100
Figure 7 : Périmètre initialement envisagé pour le projet d'accélération de la mise à 2x2 voies de la RCEA	101
Figure 8 : Plan de localisation du projet RCEA (A79).....	102
Figure 9 : Zones protégées et d'inventaires interceptées par le projet RCEA (A79).	104
Figure 10 : Cartographie de la traversée du RNNVA par la RCEA	106
Figure 11 : Situation du projet GCO	108
Figure 12 : Localisation du projet GCO et des principaux aménagements	109
Figure 13 : Localisation du tracé du GCO, avec l'indication des communes traversées	110
Figure 14 : Zones d'inventaires dans l'aire d'étude du GCO.....	111
Figure 15 : Réservoirs de biodiversité et corridors écologiques identifiés dans le SRCE d'Alsace et concernés par le projet GCO	112
Figure 16 : Carte de la Colombie	114
Figure 17 : Carte des écosystèmes continentaux, côtiers et marins de Colombie.....	116
Figure 18 : Carte du Pérou.....	118
Figure 19 : Carte nationale des écosystèmes du Pérou	120
Figure 20 : Mise en parallèle des jalons du projet RCEA (A79) et des évolutions législatives et réglementaires ayant une incidence sur les questions de compensation écologique	128
Figure 21 : Chronologie des divers contentieux administratifs introduits par l'association Alsace Nature à l'encontre du projet GCO	156
Figure 22 : Chronologie de l'adoption des textes et instruments pertinents en matière de compensation écologique en Colombie.....	188
Figure 23 : Chronologie de l'adoption des textes et instruments pertinents en matière de compensation écologique au Pérou.....	192

Table des tableaux

Tableau 1 : Synthèse des principaux documents de planification ayant un intérêt pour la compensation écologique.....	57
Tableau 2 : Principaux outils juridiques de sécurisation foncière (hors acquisition)	78
Tableau 3 : Sites du réseau Natura 2000 traversés par la RCEA (A79).....	105
Tableau 4 : Entretiens menés dans le cadre de l'étude de cas RCEA (A79).....	127
Tableau 5 : Liste des décisions de justice collectées et analysées dans le cas GCO. Les décisions identifiées par un astérisque (*) correspondent aux décisions transmises par le service documentation du TA Strasbourg	152
Tableau 6 : Catégories auxquelles appartiennent les personnes enquêtées en Colombie et au Pérou	187

Table des encadrés

Encadré 1 : La compensation écologique en milieu marin	30
Encadré 2 : Le principe d'additionnalité	31
Encadré 3 : La prise en compte du contexte paysager dans l'évaluation de l'équivalence écologique.....	35
Encadré 4 : L'impact de la taille des sites de compensation sur l'efficacité des mesures	39
Encadré 5 : La procédure d'évaluation environnementale des projets.....	43
Encadré 6 : Prise en compte de la biodiversité dite ordinaire dans les mesures compensatoires ..	48
Encadré 7 : Les délais de recours en matière d'autorisation environnementale.....	90
Encadré 8 : Variations entre le projet DUP et le projet final de la RCEA (A79) objet de l'autorisation environnementale	133

Table des annexes

Annexe 1. Étude de cas RCEA (A79) – Liste des documents consultés.....	295
Annexe 2. Étude de cas RCEA (A79) – Guide d’entretien.....	301
Annexe 3. <i>Benchmark</i> international – Guide d’entretien.....	303

Table des matières

Remerciements	1
Productions scientifiques et enseignement	3
Sommaire	5
Liste des acronymes et abréviations	7
Première Partie : La compensation écologique dans le paysage international et français	11
Chapitre 1. La compensation écologique, une panacée ?	13
I. L'érosion de la biodiversité poursuit sa course.....	14
II. La compensation écologique : un outil de protection de la biodiversité ?.....	17
III. Quelles évolutions pour la compensation écologique ?.....	20
Chapitre 2. Les déclinaisons territoriales de la compensation écologique	23
I. La compensation écologique : un sujet international.....	27
I.1 La compensation écologique, dernière étape de la hiérarchie des mesures d'atténuation	27
.....	27
I.2 L'objectif d'absence de perte nette et le principe d'équivalence écologique.....	28
I.2.1 À quoi l'objectif d'absence de perte nette s'applique-t-il ?.....	29
I.2.2 La compensation écologique : comment ?	30
I.3 Comment évaluer l'équivalence écologique ?	33
I.3.1 Le choix des métriques et des méthodes d'évaluation	34
I.3.2 La réalisation de scénarios contrefactuels.....	36
I.3.3 Le recours à des multiplicateurs	37
I.3.4 Le suivi des mesures compensatoires.....	38
II. La compensation écologique en territoire juridique.....	40
II.1 La compensation écologique en droit français : une longue histoire aux	40
développements récents	40
II.1.1 Historique de la compensation écologique en droit français.....	40
II.1.2 Les principes régissant la compensation écologique en droit français	45
II.2 La prise en compte de la compensation dans la planification territoriale : les échelles	54
infranationales	54
II.2.1 L'articulation entre les différents documents de planification territoriale	54
II.2.2 L'articulation de la compensation écologique avec la planification territoriale....	64
III. La mise en œuvre de la compensation écologique : une déclinaison territoriale à la fois	67
écologique et sociale	67

III.1	Le dimensionnement de la compensation, une prise en compte de considérations purement écologiques ?	67
III.2	Les possibilités de mise en œuvre de la compensation écologique ouvertes au maître d'ouvrage	69
III.3	Le suivi de l'effectivité et de l'efficacité des mesures compensatoires.....	71
III.3.1	L'encadrement du suivi des mesures compensatoires	71
III.3.2	Les pouvoirs et prérogatives de l'autorité administrative.....	72
III.3.3	Le manque de moyens des services de l'État	73
III.3.4	La géolocalisation des mesures compensatoires : l'outil GéoMCE	73
III.4	La sécurisation et la pérennisation des sites compensatoires.....	75
III.4.1	La compensation écologique face au monde agricole.....	76
III.4.2	Les outils juridiques de sécurisation foncière.....	77
IV.	Quand la compensation écologique donne lieu à des conflits territoriaux : le recours contentieux et la voix des juges.....	84
IV.1	L'organisation juridictionnelle et les voies de recours devant le juge administratif.....	85
IV.1.1	L'organisation juridictionnelle française	86
IV.1.2	Les voies de recours devant le juge administratif.....	88
IV.2	Les fondements de la décision du juge administratif : quels pouvoirs ? quels contrôles ?.....	92
V.	Les objectifs de la thèse.....	94
Chapitre 3. Terrains et matériaux empiriques.....		97
I.	Choix des terrains et matériaux empiriques	97
II.	La RCEA, nouvelle autoroute A79.....	98
II.1	Le projet RCEA (A79).....	99
II.2	Le contexte territorial dans lequel s'inscrit le projet RCEA (A79).....	102
III.	Le GCO, nouvelle autoroute A355	107
III.1	Le projet GCO (A355)	107
III.2	Le contexte territorial dans lequel s'inscrit le projet GCO (A355)	109
IV.	<i>Benchmark</i> international sur la compensation écologique : Colombie et Pérou.....	113
IV.1	Présentation du contexte territorial colombien.....	114
IV.1.1	Géographie et organisation territoriale de la Colombie.....	114
IV.1.2	Aménagements projetés	115
IV.1.3	État et enjeux liés à la biodiversité.....	115
IV.2	Présentation du contexte territorial péruvien.....	118
IV.2.1	Géographie, contexte socio-économique et organisation territoriale du Pérou	118

IV.2.2	État et enjeux liés à la biodiversité.....	119
Deuxième Partie. La compensation écologique : territoires, contentieux, <i>benchmark</i> international.....		
123		
Chapitre 4. La compensation écologique : un arrangement entre acteurs		
125		
I.	Méthodologie.....	125
II.	L'évolution du projet : de la construction de la RCEA dans les années 1970 à la mise en service de l'A79 en 2022.....	127
II.1	De la mise en service de la RCEA au projet d'accélération de sa mise à 2x2 voies par concession autoroutière : 1977-2009	128
II.2	Du débat public à la révision du projet devant faire l'objet d'une concession autoroutière : 2010-2013.....	129
II.3	De la reprise de la concertation, avec un périmètre revu, à la validation du projet par la DUP : 2013-2017.....	130
II.4	Le choix du concessionnaire : 2017-2020	132
II.5	Du dépôt du dossier de demande d'autorisation environnementale à la mise en service de l'A79 : 2019-2022	133
III.	Les mesures compensatoires, résultat d'un arrangement territorial dans un cadre contraint	135
IV.	Conclusion.....	149
Chapitre 5. La compensation écologique appréhendée par les juges : le contentieux GCO		
151		
I.	Méthodologie.....	151
II.	La chronologie du projet GCO (A355) et des contentieux administratifs introduits	153
II.1	La chronologie du projet GCO (A355).....	153
II.2	Les contentieux administratifs introduits à l'encontre du projet GCO (A355).....	155
III.	L'analyse des décisions juridictionnelles rendues dans le dossier GCO (A355)	157
III.1	Panorama des moyens soulevés au soutien des divers contentieux engagés.....	158
III.2	Inventaires et analyse de l'état initial.....	160
III.3	Respect de la séquence ERC.....	162
III.4	Dimensionnement du besoin compensatoire.....	164
III.5	Prise en compte de la biodiversité dite ordinaire.....	168
III.6	Effectivité et efficacité des mesures compensatoires	170
III.6.1	Moment de la mise en œuvre et durée des mesures compensatoires	171
III.6.2	Respect du principe de proximité.....	173
III.6.3	Renvoi aux mesures de suivi et aux possibles actions correctives	174

III.7	Respect des conditions pour l'octroi de la dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées	175
III.7.1	Condition relative à l'existence de RIIPM.....	176
III.7.2	Condition relative au maintien, dans un état de conservation favorable, des populations des espèces concernées dans leur aire de répartition naturelle	178
IV.	Conclusion sur les enseignements du contentieux GCO (A355).....	181
Chapitre 6. Regards croisés France, Colombie, Pérou.....		187
I.	Méthodologie.....	187
II.	Présentation des cadres juridiques colombien et péruvien.....	188
II.1	Le contexte réglementaire en Colombie.....	188
II.1.1	Les textes fondateurs	189
II.1.2	Les réglementations imposant la compensation.....	190
II.1.3	Les sanctions environnementales.....	191
II.2	Le contexte réglementaire au Pérou	192
II.2.1	Les textes fondateurs	192
II.2.2	Certification environnementale et compensation.....	194
III.	Une comparaison de l'approche française de la compensation écologique avec les approches colombienne et péruvienne	196
III.1	Article accepté et à paraître dans la <i>Revue Juridique de l'Environnement</i>	197
III.2	Article publié dans <i>Environmental Science & Policy</i>	207
III.3	Manuscrit soumis à <i>Regional Environmental Change</i>	232
IV.	Conclusion.....	252
Troisième Partie. Enseignements et perspectives		253
Chapitre 7. Discussion et perspectives		255
I.	Les principaux apports des trois terrains de recherche	255
II.	Le manque chronique de ressources, un frein à l'efficacité de la compensation	258
III.	La difficile contribution de la compensation à la lutte contre l'artificialisation des sols.....	259
IV.	Anticiper la planification ou planifier l'anticipation ?	260
V.	La nécessité d'une évaluation de politique publique	261
Chapitre 8. Conclusion générale.....		265
Bibliographie.....		267
Annexes		293
Table des figures.....		307
Table des tableaux		308

Table des encadrés.....	309
Table des annexes.....	310
Table des matières	311

Résumé

La compensation écologique est un mécanisme adopté par un nombre croissant de pays pour limiter la perte de biodiversité résultant des projets d'aménagement, à travers un objectif d'absence de perte nette. Elle constitue la dernière étape de la hiérarchie des mesures d'atténuation (éviter-réduire-compenser). Elle demeure toutefois décriée dans son principe même. De nombreuses limites liées à la compensation écologique ont été mises en évidence, parmi lesquelles son manque d'efficacité qui en fait une source d'insatisfaction.

Cette thèse croise les regards entre les domaines de la géographie des territoires, de l'écologie et du droit, à travers une analyse interdisciplinaire ayant pour objectif de répondre à la question suivante : une meilleure intégration interdisciplinaire et cognitive de la compensation écologique pourrait-elle permettre de la perfectionner, c'est-à-dire d'apporter des solutions aux limites constatées, afin d'assurer son efficacité et ainsi une réelle protection de la biodiversité ? Les recherches ont porté sur trois terrains : (i) l'étude, dans sa globalité (de la phase amont à la phase aval), du projet d'autoroute A79 (Route Centre Europe Atlantique) dans l'Allier, (ii) l'analyse des décisions juridictionnelles rendues dans le cadre du projet d'autoroute A355 (grand contournement ouest de Strasbourg) et, enfin, (iii) la réalisation d'un *benchmark* international portant sur la Colombie et le Pérou, pays pouvant être source d'enseignements pour le contexte français. Cette thèse s'ajoute au corpus des travaux à portée évaluative relative à la compensation écologique.

Mots-clés : compensation écologique, réglementation, contentieux, parties prenantes, infrastructure de transport, Colombie, Pérou

Abstract

Biodiversity offsetting is a mechanism adopted by a growing number of countries to limit the loss of biodiversity resulting from development projects, with the aim of achieving no net loss. It is the final step in the hierarchy of mitigation measures (avoid-minimize-offset). However, its very principle continues to be decried. Numerous limitations of biodiversity offsets have been highlighted, including its lack of effectiveness and efficiency, which makes it a source of dissatisfaction.

This thesis brings together the fields of territorial geography, ecology and law, through an interdisciplinary analysis aimed at answering the following question: could a better interdisciplinary and cognitive integration of biodiversity offsets enable it to be perfected, i.e., to provide solutions to the limitations observed, in order to ensure its success and thus a real protection of biodiversity? The research focused on three different research areas: (i) a comprehensive study (from upstream to downstream phases) of the A79 highway (*Route Centre Europe Atlantique*) project in the Allier department, (ii) an analysis of court rulings on the A355 highway project (Strasbourg western bypass) and, finally, (iii) an international benchmarking study of Colombia and Peru, countries that could be a source of useful lessons for the French context. This thesis adds to the body of evaluative work on biodiversity offsetting.

Keywords: biodiversity offsets, regulation, litigation, stakeholders, transport infrastructure, Colombia, Peru