



Le recours au principe de compensation écologique dans les politiques publiques en faveur de la biodiversité : enjeux organisationnels et institutionnels : cas des écosystèmes aquatiques marins et continentaux

Anne-Charlotte Vaissière

► To cite this version:

Anne-Charlotte Vaissière. Le recours au principe de compensation écologique dans les politiques publiques en faveur de la biodiversité : enjeux organisationnels et institutionnels : cas des écosystèmes aquatiques marins et continentaux. Economies et finances. Université de Bretagne occidentale - Brest, 2014. Français. NNT : 2014BRES0028 . tel-01147245

HAL Id: tel-01147245

<https://theses.hal.science/tel-01147245>

Submitted on 30 Apr 2015

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

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



université de bretagne
occidentale



THÈSE / UNIVERSITÉ DE BRETAGNE OCCIDENTALE

sous le sceau de l'Université européenne de Bretagne

pour obtenir le titre de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE BRETAGNE OCCIDENTALE

Mention : Sciences Economiques

École Doctorale de Sciences de la Mer (EDSM)

présentée par

Anne-Charlotte Vaissière

Préparée à l'Unité d'Economie Maritime
d'IFREMER, UMR AMURE

Le recours au principe de
compensation écologique dans les
politiques publiques en faveur
de la biodiversité : enjeux
organisationnels et institutionnels
Cas des écosystèmes aquatiques marins
et continentaux

Thèse soutenue le 27 Novembre 2014
devant le jury composé de :

Dr. Alain Karsenty

Cadre de Recherche, CIRAD / *Rapporteur*

Dr. Michel Trommetter

Directeur de Recherche, INRA / *Rapporteur*

Dr. Denis Bailly

Maître de Conférences, UBO / *Examineur*

Pr. Cécile Blatrix

Professeur, AgroParisTech / *Examineur*

Dr. Olivier Guyader

Cadre de Recherche, IFREMER / *Examineur*

Pr. Harold Levrel

Professeur, CIREA AgroParisTech / *Directeur de thèse*

Dr. Sylvain Pioch

Maître de Conférences, Montpellier III / *Co-Directeur
de thèse - Invité du jury*



Remerciements

Je tiens à remercier chaleureusement Harold Levrel pour son encadrement tout simplement parfait tout au long de ma thèse. Nous avons déjà eu l'occasion de travailler ensemble lors de mon stage de fin d'études, je savais que je ne prenais pas de risques en me lançant dans l'aventure de la thèse avec toi. Merci de m'avoir aiguillée toujours au bon moment et de m'avoir accordé ta confiance dans les propositions que j'ai pu faire ou en me laissant une très grande flexibilité dans l'organisation de mon travail. Tu es toujours à l'écoute et disponible, ta capacité à toujours être au point sur les avancées de tes différents doctorants, post-doctorants ou collègues m'a toujours impressionnée. Je voudrais aussi remercier Sylvain Pioch pour avoir co-dirigé cette thèse depuis Montpellier. Tes apports dans la thèse ont toujours été très enrichissants et complémentaires de ce que nous développons à Brest. Ton soutien et ton enthousiasme ont vraiment été moteur dans cette thèse. Merci à vous deux pour votre relecture attentive et vos nombreux conseils pour la préparation de ce manuscrit de thèse.

Je remercie les membres de mon jury de thèse d'avoir accepté d'évaluer mes travaux : Alain Karsenty et Michel Trommetter en tant que rapporteurs et Denis Bailly, Cécile Blatrix, et Olivier Guyader en tant qu'examineurs. Harold Levrel et Sylvain Pioch participent également au jury.

J'ai eu la chance d'être régulièrement conseillée et orientée par les membres de mon comité de thèse. Merci à Valérie Boisvert pour ses conseils avisés sur différents courants en économie institutionnelle. Merci à Raphaël Billé pour ses aiguillages sur l'approche stratégique des problèmes environnementaux. Merci à Julien Hay pour avoir consolidé notre analyse économique et par ailleurs pour son formidable travail d'animation scientifique à l'UMR AMURE. Merci à Fabien Quétier pour l'appui en écologie et plus largement sa compréhension fine des enjeux interdisciplinaires liés à la compensation écologique, son sens

critique tellement bénéfique, sa pertinence dans la mise en réseau et sa veille scientifique inégalée qu'il partage avec nous. Je vous remercie tous pour votre disponibilité et pour tous les échanges que nous avons eus. Merci aussi à Antoine Carlier avec qui nous avons collaboré sur le cas de l'éolien en mer en Europe.

Merci à l'Ifremer et à la Région Bretagne pour avoir soutenu financièrement mes travaux de recherche et merci au GIS Europôle Mer et à l'UBO pour m'avoir accordé des bourses de mobilité afin de financer mon terrain en Floride.

Les réflexions auxquelles nous aboutissons dans cette thèse sont le fruit de nombreux échanges avec d'autres personnes s'intéressant à la question de la compensation écologique. En particulier, j'aimerais remercier Adeline Bas, Coralie Calvet, Valérie Dupont, Céline Jacob, Charlène Kermagoret et Pierre Scemama avec qui nous avons échangé ces trois dernières années. Pour des discussions plus épisodiques mais néanmoins enrichissantes à des moments-clés de la thèse, je remercie Geneviève Barnaud, David Barton, Véronique de Billy, Scott Cole, Olivier Guyader, Fabien Hassan, Roel May, Rémi Mongruel, Philippe Puydarrieux, Baptiste Regnery, Anila Shallari, Arild Vatn et Annelaure Wittmann en oubliant sûrement certains.

J'ai bénéficié de conditions de travail et de collègues exceptionnels durant ces trois années en Bretagne. Une bonne petite équipe de doctorants a toujours été là pour s'entraider, collaborer, douter, fêter ça. On pourrait l'appeler la « Team Underground » avec Charlène, Julien, Manuel, Michel, Océane et Pierre plus Adeline. Il y avait aussi les autres kids : Anahita, Bérengère, Céline, Delphine, Gaël, les 2 Sophies... et tous les autres. Plus largement, je remercie l'ensemble des membres de l'UMR AMURE ainsi que les membres de l'unité d'économie maritime de l'IFREMER et ceux qui ont été de passage pendant ces trois ans passés à Plouzané pour cet accueil bien sympathique. Un merci particulier à Sophie Monge qui est géniale. Plus à l'Est, mais toujours en Bretagne je voudrais remercier les membres du laboratoire d'écologie halieutique d'Agrocampus Ouest de Rennes pour leur accueil chaleureux lors de mes passages au fond du couloir.

Le terrain en Floride a été une expérience professionnelle et personnelle passionnante. Je ne pensais pas qu'on pouvait faire tant de choses en 2 mois. Pour m'avoir rejoint, par épisodes, sur le terrain merci à Harold Levrel (« Jacksonville en Fiat 500 bleue »), à Sylvain Pioch (« Au fond des Everglades ») et à Fabien Quétier (« Rock'n'Bowl & Bayous »). I would like to thank Richard Spieler, Peggy Oellrich, Mark & Mieka Rogers and all the other people I met all over Florida and in the New Orleans area for their warm welcome and their help. I promised their names would stay anonymous but I would like to thank all the mitigation banking system actors I interviewed for the needs of my fieldwork.

Merci à mes amis de Brest et de Rennes pour tous les bons moments passés ensemble, merci aux amis dispersés un peu partout pour votre soutien même si la distance ne nous a pas toujours permis de (beaucoup) se voir. Je félicite ceux d'entre vous déjà docteurs, j'encourage ceux en passe de l'être et surtout je remercie tous les autres « qui-ne-sont-pas-en-thèse ! » pour leur soutien sans faille. Un énorme merci à Rebecca Buick pour les relectures en anglais et à Marion Mazodier pour la relecture du manuscrit de thèse.

Merci à ma famille, en particulier mes parents et ma sœur Géraldine, pour leur soutien à distance (Paris-Brest) et lors de mes passages éclairs à Paris.

Enfin, Benoit, c'était rigolo d'avoir partagé cette expérience de thèse en même temps. Tout s'est bien passé, timing parfait, done !

Résumé

La compensation écologique pour les projets d'aménagements est l'un des outils qui cherche à apporter des réponses à la crise actuelle d'érosion de la biodiversité, à condition qu'elle soit envisagée en dernier ressort, dans le respect de la séquence hiérarchique : éviter-réduire-compenser les impacts. L'objectif de la thèse est de comprendre quels sont les enjeux organisationnels et institutionnels pour la mise en œuvre du principe de compensation écologique et comment les relations entre les acteurs de ce système et le système lui-même influencent les résultats de ces politiques publiques en faveur de la conservation de la biodiversité. Les cadres institutionnels étudiés sont l'Europe, la France et les Etats-Unis pour les impacts sur les écosystèmes aquatiques marins et continentaux. La mobilisation du cadre théorique de l'économie néo-institutionnelle nous permet de décrire et de comprendre finement deux formes organisationnelles pour la mise en œuvre de la compensation écologique, à savoir les mesures compensatoires au cas par cas (formes hiérarchiques) et les banques de compensation. Les organisations de type hiérarchique ont des difficultés à prendre en compte la complexité et l'incertitude entourant la biodiversité dans le cadre des mesures compensatoires, en particulier car elles ne sont pas en mesure de réaliser un suivi et un contrôle des projets de restauration associés. Cela conduit le plus souvent à ce que la compensation écologique ne soit pas ou peu mise en œuvre. Aux Etats-Unis, une forme organisationnelle alternative, les banques de compensation, apparaît adaptée aux caractéristiques des transactions de mise en œuvre de la compensation écologique en proposant une réponse anticipée et mutualisée aux dommages à l'environnement. Il s'agit d'une forme organisationnelle hybride, à mi-chemin entre la hiérarchie et le marché, fortement cadrée par les régulateurs. Cependant, les acteurs de ce système ont des stratégies collectives et individuelles qui engendrent des négociations ayant des conséquences sur les enjeux de développement économique et de maintien des objectifs de conservation de la biodiversité. Si le système des banques de compensation crée un double phénomène de redistribution des coûts de transaction et de diminution de ceux-ci qui pourrait entraîner le remplacement de la forme hiérarchique par le système des banques de compensation, il semble que l'évolution de l'ensemble du cadre d'application de la compensation écologique américain permet aujourd'hui une complémentarité institutionnelle entre ces deux formes organisationnelles. Les enseignements tirés de cette recherche, et notamment la compréhension des différences juridiques entre les cadres institutionnels américain et français, apportent des éléments pour anticiper la mise en œuvre de la compensation écologique en France qui s'oriente vers le système des banques de compensation.



Avant-propos

Cette thèse a été cofinancée par l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) et par la région Bretagne. Elle s'est déroulée au sein de l'Unité Mixte de Recherche AMURE (Unité d'Economie Maritime d'IFREMER – Université de Bretagne Occidentale (UBO)) d'Octobre 2011 à Octobre 2014. Les travaux de terrain, financés par deux bourses obtenues auprès du GIS Europôle Mer et de l'UBO, se sont déroulés de Mars à Mai 2013 en Floride aux Etats-Unis.

Ce manuscrit a été rédigé sous la forme d'une thèse « sur articles ». Il débute par une introduction générale en français qui présente les cadres mobilisés et les enjeux de la thèse. Il est ensuite composé de cinq chapitres qui comportent chacun des articles en anglais, ou des sections en français lorsque la forme d'un article scientifique n'était pas pertinente, pour présenter au mieux les apports de la thèse. Un sixième chapitre compare les apports de la thèse avec d'autres cas d'étude qui ont fait l'objet de collaborations. Le manuscrit se termine avec une conclusion générale qui reprend les principaux résultats et apports théoriques de nos travaux de recherche et qui discute les limites de ce travail ainsi que les perspectives de recherche qui en émergent. Malgré notre effort pour en préserver le lecteur, l'organisation de ce manuscrit « sur articles » mène à certaines répétitions au niveau des cadres méthodologiques et de la présentation des matériaux.

Production scientifique

Articles de recherche

Articles publiés dans des revues internationales avec comité de lecture

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.[IF: 2,62]

Vaissière, A.C., Levrel, H., Hily, C., Le Guyader, D. (2013). Selecting ecological indicators to compare maintenance costs related to the compensation of damaged ecosystem services. *Ecological Indicators*, 29: 255–269. [IF: 3,23]

Article en révision

Vaissière, A.C., Levrel, H. (en révision dans *Ecological Economics*). Biodiversity offset markets: what is this really about? An empirical approach of wetlands mitigation banking.

Article soumis

Vaissière, A.C., Levrel, H., Pioch, S. (soumis dans *Society and Natural Resources*). Adaptive strategies within the institutional and organizational design of biodiversity offsets. The case of wetland mitigation banking system in Florida.

Articles en préparation

Vaissière, A.C., Levrel, H. A transaction costs analysis to describe the wetlands mitigation banking system in Florida, USA.

Pioch, S., Matthew, W.J., **Vaissière, A.C.**, Berger, F., Jacob, C., Dodge, R. Scoring method to sizing ecological mitigation projects based on rapid ecological function assessment: Visual_HEA V2.6 free software.

Chapitres d'ouvrages

Vaissière, A.C., Levrel, H., Scemama, P. (à paraître). *Les banques de compensation aux Etats-Unis : une nouvelle forme organisationnelle et institutionnelle pour la conservation des zones humides basée sur le marché ?* Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Scemama, P., Levrel, H., Buitron, R., Cabral, P., **Vaissière, A.C.** (à paraître). *Analyse descriptive du marché de la compensation pour les zones humides aux Etats-Unis*. Dans Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Hassan, F., Levrel, H., Scemama, P., **Vaissière, A.C.** (à paraître). *Analyses institutionnelle et historique du cadre de gouvernance américain des mesures compensatoires pour les impacts autorisés*. Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Levrel, H., Scemama, P., **Vaissière, A.C.** (à paraître). *Les risques associés à la privatisation et à la marchandisation de la biodiversité via le système des banques de compensation : exemple des zones humides américaines*. Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Hassan, F., et Vaissière, A.C. (à paraître). *Comparaison des banques de compensation pour zones humides du New Jersey et de Floride*. Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Calvet, C., et Vaissière, A.C. (à paraître). *Comparaison des cadres institutionnels et organisationnels des banques de compensation aux Etats-Unis et en France*. Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Vaissière, A.C., Levrel, H., Pioch, S., Carlier, A. (2013). *La compensation écologique et les EMR : un premier état de la situation en Europe pour l'éolien offshore*. Dans Gueguen, G., Levrel, H., (Eds.), *Les énergies marines renouvelables : enjeux juridiques et socio-économiques*, A. Pedone, p. 169–195.

Participation à des conférences et workshops

Vaissière, A.C., Levrel, H., Pioch, S. (2014). “Tradeoffs between ecological and economic stakes for biodiversity offsets. How mitigation banking support marine and freshwater ecosystems resilience in Florida, USA?”, *Resilience Alliance*, 4–8 May 2014, Montpellier.

Vaissière, A.C., Levrel, H. (2013). “Wetlands banking in Florida, USA. A transaction costs perspective”, Workshop of the Norwegian Institute for Nature Research: Ecosystem services, biodiversity offsets and habitat banking: cross sectoral relevance for environmental management in Norway?, 20 September 2013, Oslo, Norvège.

Vaissière, A.C., Levrel, H. (2013). “Mitigation Banking for Permitted Losses of Aquatic Ecosystems in Florida, USA. A Strategic and Institutional Analysis”, *European Association for Ecological Economics*, 18–21 Juin 2013, Lille, France.

Vaissière, A.C., Levrel, H. (2012). “How developers of offshore wind farms deal with the avoid / reduce / offset hierarchy? A state of the art in northern European countries”, *International Association for Energy Economics*, 9–12 September 2012, Venice, Italy.

Sommaire

Introduction générale.....	1
Chapitre 1 - Environnement institutionnel et principales formes organisationnelles pour la mise en œuvre de la compensation écologique	37
1.1 La séquence éviter-réduire-compenser et l'objectif de « non perte nette »	38
1.2 Eléments généraux sur les formes organisationnelles pour la mise en œuvre de la compensation écologique	45
Chapitre 2 - Les mesures compensatoires écologiques au cas par cas : un système défaillant pour répondre à l'objectif de « non de perte nette » ?	49
2.1 Le cas des mesures compensatoires écologiques au cas par cas pour les projets éoliens en mer : état de l'art dans les pays d'Europe du Nord	50
2.2 Le cas des mesures compensatoires écologiques au cas par cas pour les projets impactant les zones humides : état de l'art en Floride, Etats-Unis	82
2.3 Les limites institutionnelles et organisationnelles des formes hiérarchiques pour répondre à l'objectif de « non perte nette »	86
Chapitre 3 - Les instruments basés sur le marché sont-ils une alternative aux formes hiérarchiques ? Exemple des banques de compensation	91
Chapitre 4 - Stratégies adaptatives dans le système des banques de compensation pour zones humides en Floride	121
Chapitre 5 - Arbitrage entre les formes organisationnelles et hypothèse d'une coexistence entre elles	143
5.1 Analyse des coûts de transaction liés au système des banques de compensation en Floride, USA.	144
5.2 Les banques de compensation, une forme organisationnelle exclusive ?	165
Chapitre 6 - Comparaison des résultats de thèse avec d'autres cas d'étude	175
6.1 Comparaison des résultats de thèse avec une étude statistique sur la Floride et une étude empirique sur le New Jersey	176
6.2 Comparaison des résultats de thèse avec la mise en œuvre de la compensation par l'offre en France	179
Conclusion générale	191



Introduction générale

A. Un contexte d'érosion de la biodiversité

En 1965 Jean Dorst nous interpellait dans un ouvrage prémonitoire intitulé *Avant que nature meure* sur la crise d'érosion de la biodiversité qui allait se dérouler. Aujourd'hui, la biosphère est probablement engagée dans la 6ème crise d'extinction (Dirzo et al. 2014, Butchart et al. 2010, Cardinale et al. 2012). Une des principales causes attribuées à l'érosion de la biodiversité dans les pays du Nord est la destruction des écosystèmes par l'artificialisation des sols (Baillie et Groombridge 1996, Devictor et al. 2007, Haines-Young et Weber 2006, Pimm et al. 1995) et la fragmentation des habitats (Fahrig 2003).

Par ailleurs, les rapports de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire¹ et de l'économie des écosystèmes et de la biodiversité² ont permis de réaffirmer le lien qui existe entre la conservation de la biodiversité³ et le maintien du bien-être humain : « La diversité biologique ne contribue pas uniquement au bien-être matériel et à la subsistance des êtres humains. Elle contribue également à la sécurité, à la résilience, aux relations sociales, à la santé et à la liberté de choix et d'action. » (MEA 2005a, p.vi). Les services écosystémiques, qui sont les bénéfices que les humains retirent des écosystèmes sans avoir à agir pour les obtenir (MEA 2005a), traduisent ce lien entre biodiversité et bien-être humain.

¹ Millennium Ecosystem Assessment (MEA).

² The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB).

³ Nous entendons le concept de biodiversité (ou diversité biologique) dans son sens fonctionnel et évolutif comme défini dans l'article 2 de la Convention sur la Diversité Biologique (1992) : « Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » ou par Robert Barbault (2012 p. 382) « (...) la biodiversité est bien plus qu'un catalogue d'espèces ou de gènes : c'est le *tissu vivant de la Terre*, un ensemble de réseaux d'espèces en interaction – écosystèmes réseaux trophiques, paysages – dont le fonctionnement et la structure importent autant que la seule composition ».

Les écosystèmes aquatiques marins ou continentaux⁴, en particulier, rendent de nombreux services écosystémiques comme la régulation du climat, l'atténuation des inondations, la prévention de l'érosion, le refuge pour les espèces migratrices ou encore la recharge des nappes phréatiques (Tableau i.1). Ces milieux sont considérés comme ayant une valeur supérieure aux autres écosystèmes du fait de la quantité de services qu'ils fournissent (Russi et al. 2013). Pourtant, ils font face à une dégradation et une disparition plus rapide que les autres écosystèmes (MEA 2005b).

Tableau i.1 - Services écosystémiques rendus par les zones humides (source : MEA 2005b)

Services	Comments and Examples
Provisioning	
Food	production of fish, wild game, fruits, and grains
Fresh water*	storage and retention of water for domestic, industrial, and agricultural use
Fiber and fuel	production of logs, fuelwood, peat, fodder
Biochemical	extraction of medicines and other materials from biota
Genetic materials	genes for resistance to plant pathogens, ornamental species, and so on
Regulating	
Climate regulation	source of and sink for greenhouse gases; influence local and regional temperature, precipitation, and other climatic processes
Water regulation (hydrological flows)	groundwater recharge / discharge
Water purification and waste treatment	retention, recovery, and removal of excess nutrients and other pollutants
Erosion regulation	retention of soils and sediments
Natural hazard regulation	flood control, storm protection
Pollination	habitat for pollinators
Cultural	
Spiritual and inspirational	source of inspiration; many religions attach spiritual and religious values to aspects of wetland ecosystems
Recreational	opportunities for recreational activities
Aesthetic	many people find beauty or aesthetic value in aspects of wetland ecosystems
Educational	opportunities for formal and informal education and training

⁴ Les termes « écosystèmes aquatiques marins ou continentaux » et « zones humides » sont substituables dans ce manuscrit.

Supporting	
Soil formation	sedimentation retention and accumulation of organic matter
Nutrient cycling	storage, recycling, processing, and acquisition of nutrients

** While fresh water was treated as a provisioning service within the Millennium Ecosystem Assessment, it is also regarded as a regulating service by various sectors.*

Il semble ainsi urgent de limiter l'érosion de la biodiversité, et notamment celle des zones humides, par des mesures de conservation efficaces (Barnosky et al. 2011, 2012) pour au moins deux raisons. La première raison est celle de la responsabilité de l'Homme par rapport à l'érosion de la biodiversité. L'Homme devrait chercher à améliorer sa relation à la Nature (Descola 2005, Dorst 1965) en intégrant notamment davantage cette dernière dans les milieux anthropisés, c'est ce que propose le cadre de l'écologie de la réconciliation (Rosenzweig 2003a et 2003b). Seulement le contexte de crise économique dans lequel le monde se trouve depuis la fin des années 2000 ne crée pas les conditions favorables pour que cet argument puisse être entendu. La deuxième raison, plus facilement recevable dans le contexte économique actuel, réside dans le fait que ces politiques de conservation doivent permettre de stopper les pertes d'utilité dues à l'érosion de la biodiversité (Heal 2000). Dans cette optique, la conservation de la biodiversité revêt aussi une importance pour les générations futures car elle permet de maintenir le potentiel d'adaptation et d'évolution nécessaire pour faire face aux changements globaux (Couvét et Teyssèdre 2010). C'est cet argument qui est aujourd'hui de plus en plus mobilisé.

La communauté internationale s'est accordée depuis une vingtaine d'années sur la nécessité de stopper ou au moins de limiter l'érosion de la biodiversité. Les zones humides bénéficient de la seule convention internationale portant sur un écosystème particulier : la convention de Ramsar, adoptée en 1971 et entrée en vigueur en 1975. Les 168 parties signataires se sont engagées pour « La conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides par des actions locales, régionales et nationales et par la coopération internationale, en tant que contribution à la réalisation du développement durable dans le monde entier »⁵. Au niveau mondial, en 1992, le sommet de la Terre à Rio de Janeiro institutionnalise la conservation de la biodiversité comme un des enjeux essentiels du développement durable par l'adoption de la Convention pour la Diversité Biologique (CDB). La CDB fixait comme objectif à la communauté internationale de ralentir le rythme de l'érosion de la biodiversité à l'horizon 2010. Cette convention devait se décliner ensuite à l'échelle des 168 parties signataires. La France, à la suite de la CDB, s'est dotée d'une Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB).

⁵ Site internet de la convention de Ramsar, consulté en Juillet 2014, (http://www.ramsar.org/cda/fr/ramsar-about-mission/main/ramsar/1-36-53_4000_1__).

En 2010, à Nagoya, la 10^{ème} Conférence des parties de la CDB ne pouvait que constater l'échec de cet objectif et en repoussait l'échéance à 2020 avec un nouveau « Plan stratégique pour la biodiversité 2011-2020 » (ou « objectifs d'Aichi »). Trois causes à cet échec ont été identifiées par Robert Barbault (2012), elles reposent largement sur les caractéristiques de la biodiversité : sa complexité et sa multiplicité qui en freinent sa connaissance et sa compréhension, le temps de réponse écologique aux mesures de conservation, et le manque de moyens pour sa mesure et son suivi.

La dernière mise à jour de la SNB concerne la période 2011-2020. L'objectif 11 est intitulé « Maîtriser les pressions sur la biodiversité » et comprend la description suivante : « L'objectif est de mieux connaître ces pressions, de comprendre leurs causes et leurs effets et d'engager des actions concrètes de réduction. Ces actions visent à éviter les pressions, à réduire celles qui existent ou à compenser celles qui sont inévitables » (SNB 2012 p. 30). La compensation écologique pour les projets d'aménagements est l'un des outils qui cherche à apporter des réponses à la crise actuelle d'érosion de la biodiversité, à condition qu'elle soit envisagée en dernier ressort, dans le respect de la séquence hiérarchique : éviter-réduire-compenser les impacts (ERC).

On se propose dans cette thèse de s'intéresser à la compensation écologique pour les écosystèmes aquatiques marins et continentaux dans le cadre d'impacts dus à des projets d'aménagements sur ces milieux. La compensation écologique a « pour objet d'apporter une contrepartie aux impacts résiduels négatifs du projet (...) qui n'ont pu être évités ou suffisamment réduits. [Les mesures compensatoires⁶] 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. Elles doivent permettre de maintenir voire le cas échéant d'améliorer la qualité environnementale des milieux naturels concernés à l'échelle territoriale pertinente. » (MEDDTL 2012). On parle alors d'un objectif de « non perte nette » de biodiversité.

B. Quels sont les différents types de compensations appliquées aux questions d'environnement ?

La compensation est un terme générique qui renvoie à différentes acceptions possibles quand elle est appliquée à des questions d'environnement. Pour en clarifier la nature, il est possible

⁶ Les mesures compensatoires peuvent être des actions de création, de restauration, d'amélioration ou de préservation. Pour faciliter la lecture, nous utiliserons dans ce manuscrit le terme « mesure compensatoire écologique » à la place d'« action de création, de restauration, d'amélioration ou de préservation ».

de faire appel à l'origine du préjudice qui justifie la compensation et à la victime du préjudice qui doit bénéficier de la compensation (Tableau i.2).

Distinguons tout d'abord les origines possibles d'un dommage environnemental. Lorsque l'impact est généré par un événement naturel⁷, seuls les préjudices causés à l'Homme sont compensables via des indemnisations reposant sur un régime assurantiel. Lorsque l'impact est généré par l'Homme, il peut l'être de façon accidentelle ou autorisée (c'est-à-dire que l'impact est prévu et dimensionné). Ces deux types d'impacts ne renvoient pas au même cadre juridique. En France il s'agit de la Loi sur la Responsabilité Environnementale⁸ (LRE) pour le premier et du cadre juridique de l'Etude d'Impact Environnemental⁹ (EIE) pour le second.

Distinguons maintenant les victimes possibles d'un dommage environnemental du fait de l'Homme. En nous appuyant sur la récente nomenclature économique des préjudices réparables en cas d'atteintes à l'environnement (Hay et al. 2012, p. 87), on retient le premier niveau de classification qui distingue les préjudices causés à l'environnement des préjudices causés à l'Homme (Figure i.1). Dans ces deux cas, il est question de chercher le responsable du préjudice qui sera en mesure de financer la mesure compensatoire écologique en cas d'impacts résiduels négatifs significatifs :

- Lorsqu'un dommage environnemental du fait de l'Homme porte préjudice à l'Homme, on se place dans le cas des compensations liées aux externalités¹⁰ négatives générées par certains acteurs. Si la compensation est réalisée par le biais de l'environnement (unités biophysiques), on parle de compensation écologique. Si la compensation est réalisée par une somme monétaire (unités monétaires), on parle de compensation financière. Si la compensation est réalisée au travers d'aménagements collectifs (unités physiques), on parle de compensation physique.
- Lorsqu'un dommage environnemental du fait de l'Homme porte préjudice à l'environnement en dehors de toute considération d'utilité, on se place dans le cas de

⁷ On peut noter que, de plus en plus, les catastrophes dites « naturelles » peuvent avoir une origine humaine indirecte sans qu'un seul responsable puisse être identifié.

⁸ Loi n° 2008-757 du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale et à diverses dispositions d'adaptation au droit communautaire dans le domaine de l'environnement.

⁹ Davantage de précisions sont apportées sur le cadre juridique des études d'impact environnemental en France dans la section 1.1.2 du Chapitre 1.

¹⁰ En économie, et appliquée à la question de la compensation, « une externalité désigne un état dans lequel l'action d'un agent économique influe sur la situation d'autres agents, alors même que ces derniers ne sont pas partie prenante à l'action en question. Ils n'ont pas été consultés et n'ont pas reçu de compensation si l'influence en question est négative, ni versé de compensation si elle est positive. » (Levrel 2012a, p. 18).

la compensation écologique qui fait appel à la notion de responsabilité environnementale, prise en compte dans la législation depuis peu¹¹.

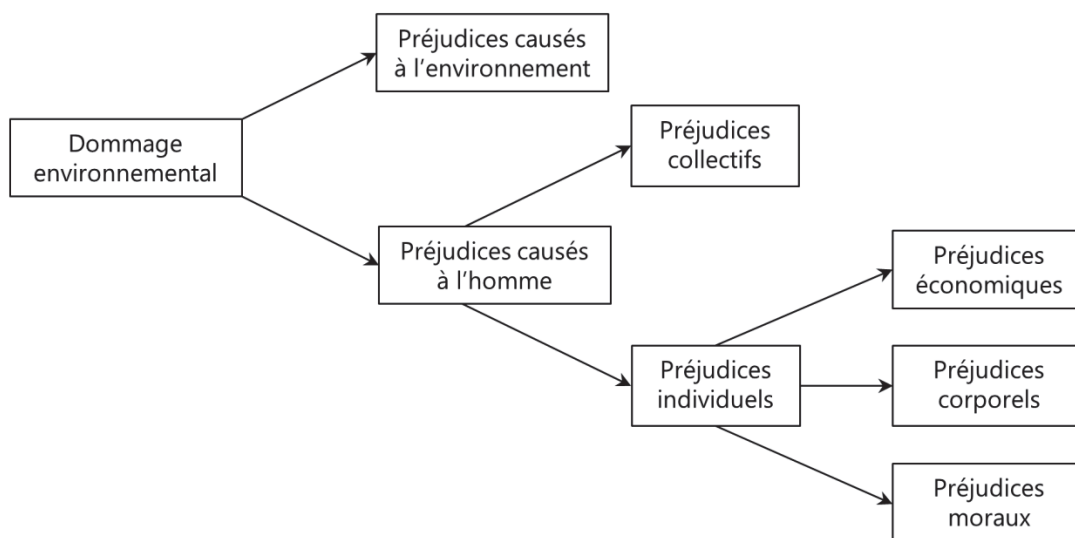


Figure i.1 - Représentation schématique de l'architecture de la Nomenclature proposée (Hay et al. 2012 p. 87)

Lorsqu'une activité anthropique génère une action positive pour l'environnement, et non un dommage environnemental, on se place dans le cas d'un agent qui décide volontairement de changer ses activités pour les rendre plus durables et qui peut donner lieu à des compensations financières correspondant aux coûts de changement de ses activités. Il s'agit notamment du cas des Paiements pour Services Environnementaux (PSE) (Karsenty 2013), illustré en France par les Mesures Agro Environnementales (MAE). Le classement de ce dernier cas de figure dans le Tableau i.2 dépend des raisons qui motivent la réalisation d'un PSE (l'environnement au sens strict ou l'environnement pour un service écosystémique particulier rendu à l'Homme). Les PSE se situent donc souvent entre les deux colonnes du Tableau i.2. La thèse ne traite pas des compensations pour les activités anthropiques qui génèrent une action positive pour l'environnement.

¹¹ « La directive européenne du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale, issue d'une longue réflexion entamée avec le Livre vert de 1993 sur la réparation des dommages causés à l'environnement, la loi de transposition du 1^{er} août 2008 relative à la responsabilité environnementale et le décret du 23 avril 2009, ont institué l'obligation de prévenir et réparer les dommages graves causés à l'environnement par une activité économique et posé le principe de réparation du dommage écologique, indépendant de toute atteinte à des biens ou des personnes » (Terrier 2012 dans Neyret et Martin 2012 p. IX).

Tableau i.2 - Les différents types de compensation dans le domaine de l'environnement et les exemples associés

Responsable de l'impact	Entité à compenser	
	Environnement	Population humaine
Environnement	X	Compensation financière pour dédommagement des impacts environnementaux Ex : indemnisation pour les pertes économiques dues à une catastrophe naturelle
Population humaine	<u>Compensation écologique liée aux effets négatifs d'actions anthropiques sur l'environnement</u> Ex : restauration d'un herbier pour compenser l'extension d'une digue ayant été réalisée sur un herbier de zostères	<u>Compensation écologique liée aux externalités négatives</u> Ex : bouturage et création d'un récif corallien pour compenser les pertes d'utilité des plongeurs à la suite de la destruction d'un récif corallien par une ancre de bateau Compensation financière liée aux externalités négatives Ex : indemnités pour compenser la baisse de revenus liés à l'activité de pêche suite à la destruction de récifs coralliens Compensation physique liée aux externalités négatives Ex : mise en place de récifs artificiels pour compenser les pertes d'utilité des plongeurs sous-marins à la suite de la destruction d'un récif corallien par une ancre de bateau
	Compensation financière pour les surcoûts liés aux effets positifs d'actions anthropiques sur l'environnement Ex : PSE (Création d'un réseau de haies bocagères favorables à une population d'oiseaux protégés par un agriculteur)	Compensation financière liée aux externalités positives Ex : PSE (Création d'une roselière pour filtrer l'eau qui doit alimenter la consommation d'une ville)

Source : à partir de Levrel 2012a

La compensation écologique (cas soulignés dans le Tableau i.2) correspond donc aux cas où la compensation est réalisée par le biais d'actions environnementales. Elle est mesurée en unités biophysiques. Elle peut être basée sur une équivalence écologique si la victime considérée est l'environnement ou sur une équivalence en utilité si la victime considérée est

l'Homme. Nous verrons dans la section suivante (section C de l'introduction) que ces deux équivalences ne renvoient pas au même cadre d'analyse économique. Les deux autres cas sont la compensation financière qui est mesurée en unités monétaires et la compensation physique qui est mesurée en unités physiques. Cette nouvelle classification nous permet de proposer le Tableau i.3 (on n'y représente pas les compensations pour les activités anthropiques qui génèrent une action positive pour l'environnement).

Tableau i.3 - Les différents types de compensation pour des dommages environnementaux du fait de l'Homme

Unités	Equivalence	
	Equivalence écologique	Equivalence en utilité
Unités biophysiques	Compensation écologique	
Unités monétaires ou physiques	X	Compensation financière ou physique

Dans cette thèse, nous nous intéressons au cas de la compensation écologique en nous focalisant sur les cas où elle est obligatoire et liée à des dommages environnementaux autorisés. Nous ne nous intéressons donc pas aux cas de compensations volontaires, ni aux cas de compensations en réponse aux dommages accidentels. Ce choix est justifié par le fait que les démarches volontaires restent très floues lorsqu'il s'agit de compenser des impacts environnementaux et que la LRE, dont dépendent les dommages accidentels, n'a pas été appliquée jusqu'à présent en France (Quétier et al. à paraître).

C. Comment la théorie économique appréhende la compensation écologique ?

La compensation écologique peut être considérée à partir de deux courants de pensée en économie : l'économie des ressources naturelles et de l'environnement, et l'économie écologique. Si elles s'opposent à certains égards, nous allons voir qu'elles apportent toutes deux des justifications quant à l'intérêt de la compensation écologique.

Ces courants se distinguent en particulier sur le critère du degré de substituabilité envisagé entre les différentes formes de capital (capital naturel, capital manufacturé et capital humain) et aux types de soutenabilité auxquels ils renvoient. La soutenabilité faible nécessite le maintien du stock total de capital (toutes formes de capital confondues). Elle suppose un haut degré de substituabilité entre les formes de capital. La soutenabilité forte, quant à elle, suppose une substituabilité limitée entre le capital naturel et les autres formes de capital. Par

conséquent, la soutenabilité forte nécessite le maintien du capital naturel séparément des autres formes de capitaux (Cleveland et al. 2001 p. 273). Traditionnellement, l'économie écologique se place dans une logique de soutenabilité forte et l'économie de l'environnement et des ressources naturelles se place dans une logique de soutenabilité faible (Dasgupta et Heal 1974, Hartwick 1977, Pearce et Atkinson 1993, Stern 1997). La compensation écologique, par définition, impose que l'on n'envisage qu'une soutenabilité forte où le capital naturel impacté ne peut être remplacé que par du capital naturel (Levrel 2012a). Nous allons cependant voir comment le fait d'envisager la notion de compensation écologique dans le cadre de l'économie des ressources naturelles et de l'environnement peut conduire également à se placer dans une logique de durabilité forte.

Les deux paragraphes suivants ne consistent pas en une présentation exhaustive de ces deux courants de pensée qui présentent par ailleurs de nombreux sous-ensembles. Ils présentent les éléments clés pour comprendre les différentes manières de questionner la compensation écologique du point de vue de l'économie.

La compensation écologique du point de vue de l'économie des ressources naturelles et de l'économie de l'environnement.

L'économie des ressources naturelles et de l'environnement, issue de l'économie du bien-être, appréhende les façons d'adapter le système économique existant afin de mieux prendre en compte les questions d'environnement. Elle considère que le système écologique est inclus dans le système social lui-même inclus dans le système économique. Pour cela elle s'intéresse à l'utilité des services écosystémiques générés par la biodiversité pour les populations humaines et aux façons de gérer la biodiversité afin de maximiser le bien-être des populations humaines. Ce courant cherche à aider à la réalisation de choix relatifs à la biodiversité qui permettent de maximiser le bien-être au moindre coût. On fait traditionnellement la distinction entre l'économie des ressources naturelles et l'économie de l'environnement.

L'économie des ressources naturelles ou comment utiliser au mieux la biodiversité ? Une question de gestion de stock

L'économie des ressources naturelles étudie le flux induit par les activités économiques générées par l'exploitation des ressources naturelles (Rotillon 2005). Les économistes des ressources naturelles recherchent l'allocation optimale et efficiente économiquement des ressources naturelles. Du point de vue de l'économie des ressources naturelles, la compensation écologique pour les zones humides doit permettre de maintenir un stock optimal de cet habitat en vue de maintenir la production de services écosystémiques dans le

temps. Cependant, plusieurs questions se posent quant à la compatibilité de la notion de compensation écologique et de l'économie des ressources naturelles.

Peut-on dire que l'objectif de « non perte nette » répond à la définition d'un optimum dans le cadre de l'économie des ressources naturelles ? Cette définition d'un optimum est en effet moins évidente que pour d'autres cas d'études usuels de l'économie des ressources naturelles tels que les stocks de poissons ou les hectares de forêt. La « non perte nette » de zones humides repose davantage sur un maintien des fonctions écologiques que sur une quantité mesurable (surfaces) de zones humides. L'optimum est le maintien du flux de services écosystémiques produit par un stock de zones humides à l'échelle d'un bassin versant dans un contexte où les zones humides ont été massivement artificialisées et font l'objet de mesures de conservation.

Peut-on considérer la biodiversité en tant que ressource naturelle ? Rotillon (2005 p. 6) rappelle les deux caractéristiques principales des ressources naturelles : (1) l'Homme doit avoir conscience de l'existence de la ressource et (2) il doit avoir les moyens de s'en servir via une technologie d'utilisation.

Pour le critère de conscience, les zones humides ont fait l'objet d'une longue description des fonctions écologiques qu'elles remplissent (Tableau i.1) dont celle du maintien d'une bonne qualité de l'eau nécessaire à la santé publique (MEA 2005b). Cette fonction est souvent reprise pour justifier les politiques de conservation des zones humides (Loi sur l'eau et les milieux aquatiques en France, Clean Water Act aux Etats-Unis, voir la section 1.1 du Chapitre 1). Plus globalement, l'objectif de « non perte nette » de zones humides, largement partagé, est la preuve d'une prise de conscience de l'utilité publique que représente la biodiversité. Cependant, cette prise de conscience se situe surtout au niveau des politiques publiques et ne reflète pas forcément les perceptions individuelles des zones humides.

Pour le critère de capacité d'utilisation, c'est principalement l'emprise foncière qui est recherchée lors de l'artificialisation des zones humides. C'est pourtant l'ensemble du flux de fonctions écologiques rendues par une zone humide détruite qu'on cherche à maintenir et qui correspond à la définition de la « non perte nette » de biodiversité. Dans notre cas d'étude, la ressource est donc le flux de fonctions écologiques produit par le stock de zones humides, quelle que soit cette quantité de zones humides, à l'échelle d'un bassin versant. Par rapport à d'autres ressources naturelles comme le minéral ou les stocks de poissons, la dimension extractive de la ressource est donc plus abstraite. La technologie d'utilisation doit donc prendre en compte les outils permettant de réaliser la compensation, à savoir l'ensemble des compétences humaines et des équipements techniques permettant de réaliser la restauration écologique, à l'origine du coût écologique de l'exploitation des zones humides. Dans ce contexte, ce sont des modèles bioéconomiques différents des modèles classiques qui sont

utilisés pour quantifier l'optimalité¹² d'un usage comme le modèle HEA (Habitat Equivalency Analysis) dans le cas de dommage environnemental (Vaissière et al. 2013). Ces modèles doivent faire correspondre les pertes de services écosystémiques dans la zone humide détruite et les gains de services écosystémiques à l'endroit où est réalisée la mesure compensatoire écologique comme présenté dans la Figure i.2 (*ibid.*).

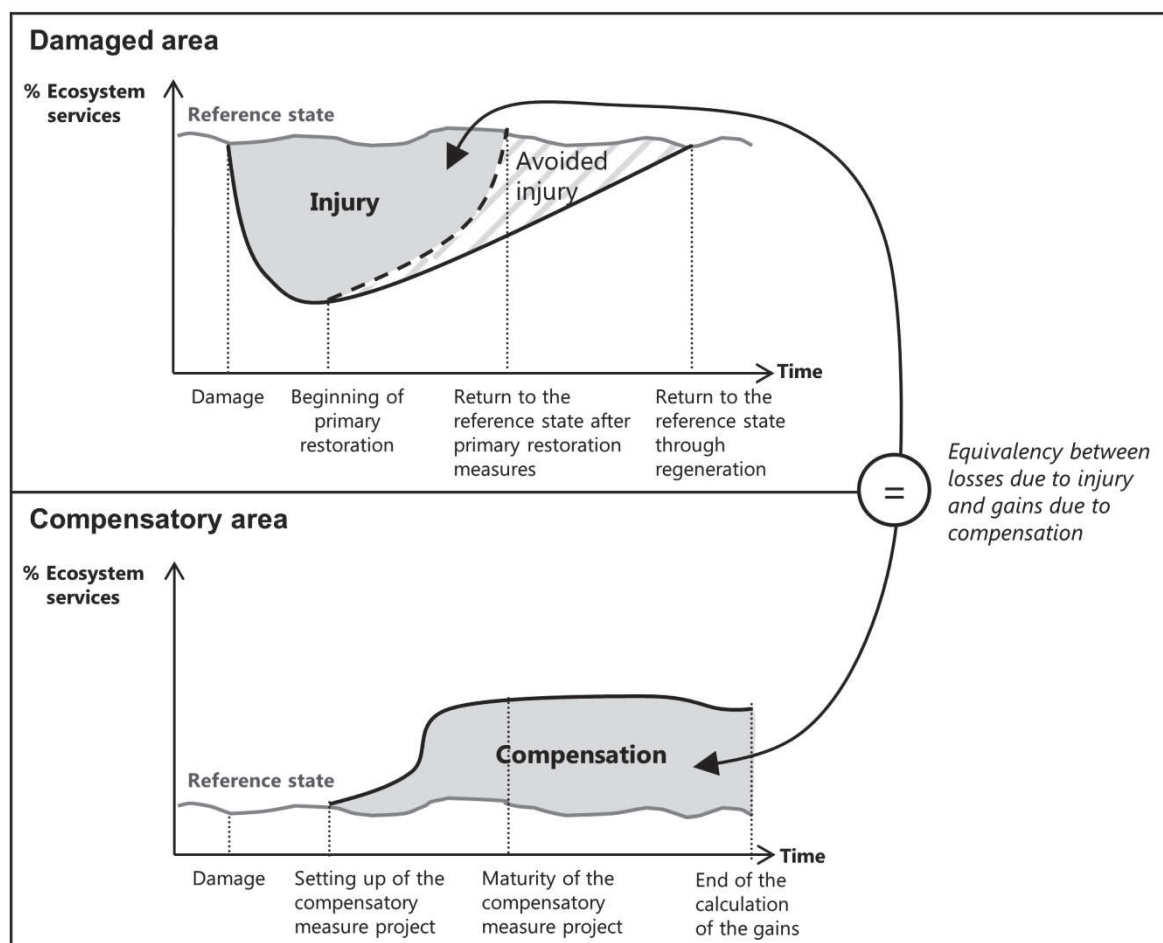


Figure i.2 - Evolution de la fourniture de services écosystémiques dans la zone impactée et dans la zone de compensation (Vaissière et al. 2013, adapté de Dunford et al. 2004)

Le flux de fonctions écologiques produit par le stock de zones humides est-il une ressource épuisable ou renouvelable, catégorisation nécessaire pour l'analyse économique des ressources naturelles ? Le flux de fonctions écologiques produit par le stock de zones humides peut être qualifié de renouvelable ou d'épuisable selon le degré de spécificité de la zone humide concernée et la capacité des sociétés humaines à la renouveler.

¹² Telle que nous l'avons définie plus haut.

Une zone humide composée d'espèces à court cycle de vie et à temps de régénération rapide (Gibbons et Lindenmayer 2007, Van Teeffelen et al. 2014) pourrait être considérée comme une ressource renouvelable¹³ si l'on accepte (1) que la régénération de la ressource soit réalisée dans un lieu différent du lieu de sa destruction et (2) qu'elle ne soit pas naturelle mais une réponse écologique associée à une mesure compensatoire écologique. En effet, la particularité du caractère renouvelable de la ressource est qu'il s'agit d'une utilisation totale et destructive de la ressource d'une part et d'une compensation par des actions de restauration écologique d'autre part. Le caractère renouvelable, dans une acception élargie à l'échelle du bassin versant, repose donc sur la capacité des sociétés humaines à améliorer une zone humide à un autre endroit que l'impact en respectant suffisamment des critères d'équivalence écologique (substituabilité raisonnée entre zone humide naturelle et zone humide restaurée par l'Homme). Dans ce cas on se place dans un contexte de soutenabilité forte.

Une zone humide très spécifique et/ou composée d'espèces à temps de régénération très long peut être considérée comme épuisable à l'échelle de temps d'une ou même de plusieurs vies humaines¹⁴. Ce cas de figure devrait conduire à un abandon du projet, faute de capacité de compensation, ou alors à le justifier en tant que projet d'intérêt public majeur pouvant mener à une destruction assumée et définitive de biodiversité non remplaçable. Dans ce dernier cas on se place dans un contexte de soutenabilité faible. On voit dès à présent que la question de la soutenabilité n'est pas juste affaire de substitution entre le capital naturel et le capital manufacturé mais aussi de temps de renouvellement écologique.

L'approche de la compensation écologique par le prisme de l'économie des ressources naturelles envisage de repenser cette approche économique à plusieurs égards : la définition de l'optimum, la définition de la ressource, les outils de modélisation mobilisés et le caractère renouvelable de la ressource qui ne l'est qu'à une échelle donnée et qui dépend d'une action humaine. Spash et Ryan (2012) envisagent notamment l'existence d'une nouvelle économie des ressources qui serait une sous-branche de l'économie écologique (« New resource economists », p. 1099). Cette nouvelle économie des ressources a pour particularités de prendre en compte la complexité des dynamiques et des interactions écologiques dans ses

¹³ « (...) les problèmes (...) de régénération des milieux naturels peuvent être assimilés aux problèmes d'exploitation de ressources renouvelables. » (Rotillon 2005 p. 40). L'exemple le plus proche de notre cas d'étude, et régulièrement utilisé en économie des ressources naturelles (renouvelables cultivées), est le cas des plantations forestières à cette différence près que la restauration d'une zone humide fonctionnelle représente une complexité bien plus importante et que le caractère renouvelable n'est utilisé qu'une fois.

¹⁴ Notons que dans l'absolu le pétrole n'est pas une ressource épuisable si l'on considère qu'il s'agit de la sédimentation de résidus de matière organique. Cependant, la dimension renouvelable n'a aucun sens à l'échelle des vies humaines.

modèles, et de se focaliser sur des domaines de viabilité plutôt que sur des optimums (Doyen et Martinet 2012, Martinet 2008).

Ces quelques points appellent à des discussions qui sortent largement du cadre de la thèse. Nous ne développerons donc pas davantage cette discussion en retenant seulement qu'on peut envisager la compensation écologique dans le cadre de l'économie des ressources naturelles. La ressource, épuisable ou renouvelable avec une aide humaine, est le flux de fonctions écologiques produit par le stock de zones humides d'un bassin versant. Dans le cadre d'une politique de « non perte nette » de biodiversité, le défi de la compensation écologique est d'allouer de façon optimale dans un bassin versant la quantité de zones humides restante afin que le flux de fonctions écologiques soit au moins maintenu. L'allocation la plus efficiente économiquement sera discutée dans le cadre de l'économie néo-institutionnelle (section D de l'introduction).

L'économie de l'environnement ou comment gérer les implications de la dégradation de la biodiversité ? Une question de gestion d'externalités

L'économie de l'environnement se concentre sur l'étude des externalités négatives générées par les activités économiques (Bontems et Rotillon 2007). Traditionnellement, l'économie de l'environnement envisage des solutions permettant d'internaliser les externalités que représente la perte de services écosystémiques subie par les agents lors de la destruction d'une zone humide¹⁵. Cette internalisation des externalités permet le maintien d'un état d'équilibre où le niveau de bien-être pré-impact est maintenu. Cet état d'équilibre est ce qu'on appelle une situation Pareto-optimale – c'est-à-dire un état de la société dans lequel on ne peut pas améliorer le bien-être d'un individu sans détériorer celui d'un autre. Cependant, si ce critère de Pareto était réellement utilisé, aucun projet d'aménagement ne serait autorisé (Kanbur 2003). En effet, un projet d'aménagement même s'il génère de nombreux bénéfices pour la population dans son ensemble aura des conséquences négatives pour certains individus. Le principe de compensation de Kaldor-Hicks (Hicks 1939, Kaldor 1939) postule cependant qu'il est possible d'atteindre des situations Pareto-optimales en introduisant le concept de compensation dans le cas où l'analyse coût-avantage du projet révèle une somme de bénéfices supérieure à la somme des coûts. Dans cette nouvelle situation, les acteurs qui reçoivent davantage de bénéfices pour la réalisation du projet compensent les acteurs lésés ayant subi davantage de pertes. Si les coûts de ces compensations sont intégrés dans le coût total du projet, on dira que les externalités négatives sont internalisées. Ces auteurs

¹⁵ Si une externalité négative est généralement identifiée et souvent ressentie par l'agent qui la subit, ce n'est pas forcément le cas pour une destruction de zone humide qui peut tout à fait rester méconnue des agents.

envisagent donc une substituabilité forte entre les différentes formes de capitaux (e.g. Dasgupta et Heal 1974, Solow 1974 cités dans Stern 1997).

Par commodité, les économistes de l'environnement cherchent alors à évaluer les utilités générées par les différentes formes de capitaux à partir de l'étalon monétaire qui permet de calculer des équivalences et donc des niveaux de compensation requis pour atteindre des situations Pareto-optimales. Cependant, le dimensionnement d'une compensation monétaire pour compenser la perte d'utilité associée à la perte des services écosystémiques fournis par les zones humides pose des problèmes techniques difficilement surmontables en raison du type de bien que représente la biodiversité (Heal 2000). A l'échelle nationale ou locale, la biodiversité impactée par les projets d'aménagement est souvent considérée comme un bien public ou commun parce qu'elle a une utilité publique. Les zones humides fournissent en effet de nombreux services écologiques à l'ensemble de la population (Tableau i.1), qu'elle en soit consciente ou non. C'est donc parce que ces zones humides peuvent être considérées la plupart du temps comme un bien public ou commun, qui n'est pas échangé sur un marché, qu'il est difficile de leur donner une valeur ou de leur octroyer un prix et ainsi de dimensionner une compensation monétaire (Chevassus-au-Louis et al. 2009). L'analyse économique, même si les méthodes d'évaluation sont de plus en plus nombreuses et robustes, peine encore à prendre en compte les valeurs d'usage indirect ou de non-usage qui constituent une grande part de la valeur de la biodiversité (Barbier et al. 2009, Levrel et al. 2012b). De plus, comme la biodiversité n'est pas un bien privé, il est difficile et coûteux d'identifier les victimes et de mettre en place des compensations individuelles.

Face à ces difficultés, on a observé ces dernières années un changement de cap dans certains cadres où l'évaluation économique était privilégiée. C'est notamment le cas de la procédure Natural Resource Damage Assessment mobilisée dans le cadre de l'Oil Pollution Act (1990) aux Etats-Unis. Cette procédure a pour but de compenser la population ayant subi des pertes de bien-être en cas de dommages accidentels sur des ressources naturelles. Après avoir été longtemps basé sur la perte de bénéfices associés au dommage, qui posait des difficultés d'estimations monétaires, le dimensionnement des compensations est passé à une évaluation basée sur les coûts comptables des mesures compensatoires écologiques pour les ressources ou services écosystémiques (évalués à partir de critères biophysiques tels que l'abondance d'une espèce particulière) (Levrel 2012a, Thompson 2002). L'hypothèse sous-jacente est que la relation entre le niveau de services écosystémiques et leur valeur est linéaire (Roach et Wade 2006, Zafonte et Hampton 2007). On cherche dès lors à compenser une perte d'utilité par un gain d'utilité via la restauration du même actif, la biodiversité, qui contribue à l'intérêt

public (Roach et Wade 2006)¹⁶. Cependant, la condition que les populations qui bénéficient de ces mesures compensatoires écologiques soient les mêmes que celles qui ont subi le préjudice n'est pas toujours respectée (Zafonte et Hampton 2007). Nous verrons que cela dépend notamment du type de forme organisationnelle retenu. La compensation est donc passée d'une expression en unités monétaires à une expression en unités biophysiques et à une évaluation des coûts correspondants. En d'autres termes, elle est passée d'un référentiel de « no net loss » monétaire à un référentiel de « no net loss » biophysique (Levrel 2012a) qui du point de vue de l'économie de l'environnement va contribuer au maintien de l'utilité dans un territoire.

Du point de vue de l'économie de l'environnement, la compensation écologique, par des mesures biophysiques, permet ainsi d'internaliser les externalités que représente la perte de services écosystémiques subie par les agents lors de la destruction d'une zone humide. On se place finalement dans une logique de soutenabilité forte mais qui garde comme référence un principe de soutenabilité faible. Cette internalisation des externalités permet le maintien d'un état d'équilibre où le degré de biodiversité est maintenu afin de conserver le niveau de bien-être pré-impact (équivalence en utilité).

La compensation écologique du point de vue de l'économie écologique

L'économie écologique¹⁷, au contraire de l'économie des ressources naturelles et de l'économie de l'environnement, considère que les contraintes environnementales sont prioritaires et s'imposent au système économique. C'est-à-dire que l'économie est considérée comme un sous-système du système social lui-même contraint par le système écologique et les limites de la planète (Passet 1979). Du point de vue de l'économie écologique, la cohérence du principe de compensation écologique repose d'emblée davantage sur un cadre légal que sur un cadre théorique (Levrel 2012a). Dans cette perspective, la biodiversité est souvent considérée comme un actif à préserver que ce soit pour des raisons d'utilité ou de responsabilité, il est donc nécessaire que la quantité de biodiversité ne diminue pas. Cela explique la mise en place d'un principe de responsabilité pour les impacts environnementaux y compris pour ceux qui ne portent pas directement atteinte au bien-être des populations humaines.

¹⁶ Les compensations écologiques génèrent des externalités positives recherchées dans le cadre de la compensation d'une perte d'utilité due à la destruction d'une zone humide mais elles peuvent également générer des externalités négatives.

¹⁷ L'économie écologique est une branche récente de l'économie dont le cadre théorique est encore peu stabilisé (Norgaard 1989, Spash et Ryan, 2012).

Ce courant envisage une substituabilité faible entre les différentes formes de capitaux et on parle alors de soutenabilité forte. La substituabilité faible peut être envisagée de manière générale (Daly 1992) ou à partir d'un certain seuil qu'il est nécessaire de ne pas dépasser pour la survie des populations humaines (Ekins et al. 2003, Pearce et al. 1990, Turner et al. 1993). Il s'agit de dire qu'on est arrivé à un seuil de dégradation de la biodiversité qui ne peut autoriser de remplacer une perte de biodiversité que par des gains de biodiversité. Cette deuxième approche de la substituabilité faible correspond à l'objectif de « non perte nette » qui est une norme négociée résultant d'un arbitrage entre des enjeux de développement économique et de conservation de la biodiversité (Levrel et al. 2012c). Cela conduit à considérer que l'approche par l'internalisation des externalités, au sens monétaire, ne permet pas de garantir l'objectif de soutenabilité forte (Bithas et al. 2011).

Se pose ensuite la question de l'équivalence écologique recherchée pour la mise en œuvre de la compensation écologique dans le cadre d'impacts autorisés. Il s'agit d'étudier le degré de substituabilité entre biodiversité impactée et biodiversité restaurée par la mesure compensatoire écologique. Plus la biodiversité restaurée par la mesure compensatoire écologique est fidèle à la biodiversité impactée, plus on se place dans une situation de substituabilité faible et donc dans un degré élevé de soutenabilité forte. En effet, la compensation écologique a pour unité de référence l'unité biophysique mais cette dernière représente une diversité de possibilités : nature en général (quel que ce soit le type de milieu), espèce, habitat ou encore fonction écologique. Cependant, de façon similaire aux limites des évaluations monétaires que rencontre l'économie des ressources naturelles et de l'environnement, l'économie écologique doit faire face aux limites de l'évaluation de l'équivalence écologique (Levrel et al. 2012c, Quétier et Lavorel 2011). Ces limites reposent notamment sur (1) l'incertitude de nos capacités à recréer de la nature fonctionnelle grâce à l'ingénierie écologique, (2) le choix d'une équivalence basée sur les espèces ou sur les fonctions écologiques, ou encore (3) le choix de la délocalisation acceptable et pertinente des zones de biodiversité.

Synthèse des deux courants économiques

Il existe des liens entre l'économie des ressources naturelles et de l'environnement et l'économie écologique même si elles se distinguent sur de nombreux plans. Ainsi certains auteurs considèrent que l'économie écologique est avant tout « the modification of the neoclassical paradigm to better reflect biophysical and psycho-social realities. » (Stern 1997 p. 197). Par ailleurs, les deux courants font appel à la notion de soutenabilité qui est une notion economiciste et anthropocentrée (Jamieson 1998).

Finalement, par une argumentation partant de normes différentes, l'économie des ressources naturelles et de l'environnement et l'économie écologique en viennent à justifier l'intérêt de la compensation écologique. La première tend à défendre une approche théorique de la compensation écologique basée sur l'équivalence en utilité alors que la seconde en défend une approche par l'équivalence écologique (si on reprend la classification proposée dans le Tableau i.3). Mais c'est bien au final une compensation écologique, c'est-à-dire dimensionnée à partir d'unités biophysiques, qui est mise en œuvre.

Dans ce cadre, la compensation écologique envisage la substitution entre différentes composantes du capital naturel uniquement. Il s'agit du capital naturel original (qui correspond à la biodiversité impactée) et du capital naturel restauré (qui correspond à la biodiversité restaurée par une mesure compensatoire écologique). La condition est le maintien du stock de capital naturel actuel, ou plus précisément la capacité d'un stock de capital naturel à produire un flux de fonctions écologiques à l'échelle d'un bassin versant, dans le cas des zones humides. Plus la biodiversité restaurée est similaire à la biodiversité impactée, plus le degré de soutenabilité est fort et vice versa.

Notre travail trouve donc des fondements dans les différents cadres de l'économie appliquée à des questions d'environnement. Cependant, il s'inscrit davantage dans la lignée des travaux de l'économie écologique qui semble mieux appropriée au point de départ que nous avons choisi dans cette thèse, à savoir qu'une demande réglementaire de « non perte nette » de biodiversité est à satisfaire. Dans ce cadre, la compensation écologique est une manière de répondre à cet objectif dans une optique d'équivalence écologique avant tout, même si cette compensation écologique permet par ailleurs de conserver le bien-être de la population.

D. L'économie néo-institutionnelle pour l'analyse économique de la compensation écologique

Les deux cadres économiques présentés ci-dessus apportent des éléments pour justifier l'intérêt d'étudier la compensation écologique. La question que nous souhaitons nous poser maintenant est celle du choix d'une forme organisationnelle qui puisse mettre en œuvre de manière efficace et efficiente les enjeux écologiques et économiques associés aux mesures compensatoires écologiques (pour une précision des termes « efficacité » et « efficience », voir l'Encadré 1 p. 24). Nous mobilisons le cadre théorique de l'économie néo-institutionnelle pour traiter cette question, comme d'autres auteurs l'ont fait auparavant pour traiter des formes organisationnelles autour de la compensation écologique (Coggan et al. 2013a et 2013b, Scemama 2014, Scemama et Levrel 2014). D'après Paavola et Adger (2005), le cadre de l'économie néo-institutionnelle apporte de nombreux outils théoriques qui peuvent être

utiles à l'économie écologique et plus largement à la recherche sur la gouvernance environnementale. Ils parlent même d'« économie écologique institutionnelle » (*institutional ecological economics*). Sans chercher à reconstituer un historique de la pensée néo-institutionnaliste, nous énonçons ci-dessous les principaux éléments que nous retenons de cette théorie.

Les différents types de formes organisationnelles

L'économie néo-institutionnelle s'intéresse aux innovations institutionnelles et organisationnelles qui permettent de répondre au besoin d'organiser certaines transactions plus efficacement. On appelle transaction « le transfert entre unités technologiquement séparables de droits d'usage sur des biens et des services » (Ménard 2012 p. 23). Notre étude s'intéresse à l'ensemble des transactions participant à la mise en œuvre de la compensation écologique en se focalisant sur les différents types de formes organisationnelles qui permettent de réaliser ces transactions. Les trois principales formes organisationnelles qui coordonnent ces transactions sont le marché, la hiérarchie et les formes hybrides (Coase 1937, Ménard 2003). Le marché est « un arrangement institutionnel fait de règles et de conventions qui fournissent un support au transfert sur une large échelle de droits d'usage entre décideurs indépendants, transferts guidés par les signaux prix » (Ménard 2012 p. 17). La hiérarchie correspond à l'entreprise intégrée ou l'administration publique, c'est « un arrangement institutionnel résultant du choix conscient des parties de coordonner leurs actions sur une base régulière et pour des objectifs spécifiques, coordination fondée sur un dosage entre commandement et coopération dont l'efficacité détermine les frontières de cet arrangement » (Ménard 2012 p. 20). Le marché et la hiérarchie sont considérés comme deux pôles entre lesquels différents degrés de formes hybrides existent (Figure i.3). Les formes hybrides sont assez diverses mais elles présentent toutefois des caractéristiques communes qui proviennent à la fois du marché et de la hiérarchie (Ménard 2003 et 2004). Ce sont « des arrangements institutionnels calés sur des contrats de long terme (ou de court terme renouvelables) entre partenaires qui maintiennent des droits de propriété distincts et préservent leur autonomie de décision tout en créant des dispositifs de gouvernance conjoints sur un segment de leurs droits » (Ménard 2012 p. 20).

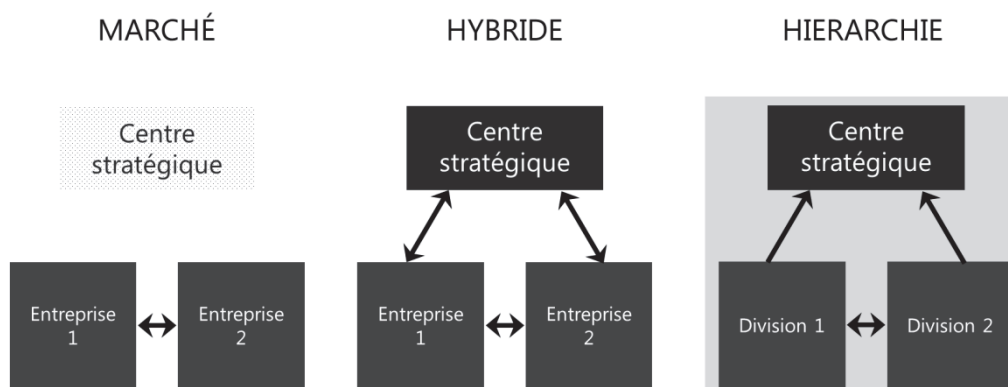


Figure i.3 - Trois formes organisationnelles « pures » : le marché, la forme hybride et la hiérarchie (adapté de Ménard 2012 p. 15)

Arbitrages entre les formes organisationnelles

Le choix d'une forme organisationnelle pour réaliser une transaction repose sur au moins deux critères.

Le premier critère est la capacité d'une forme organisationnelle à être la mieux adaptée aux caractéristiques de la transaction (Coase 1937). Les principales caractéristiques d'une transaction sont la fréquence de la transaction, l'incertitude qui existe autour de cette transaction et la spécificité de l'actif à l'origine de la production du bien ou service objet de la transaction (Williamson 1985). Il n'y a pas de définition unique des caractéristiques des transactions. Appliquées à la question de la compensation écologique (Coggan et al. 2013a et 2013b, Scemama et Levrel 2014), les caractéristiques des transactions peuvent être précisées de la manière suivante :

- La *spécificité* de la biodiversité perdue par l'impact ou gagnée par la compensation repose sur le caractère non redéployable des investissements la concernant. Autrement dit, la façon dont les moyens utilisés pour évaluer et faire correspondre les gains et pertes de biodiversité peuvent ou non être réutilisés pour d'autres transactions. La spécificité des actifs peut prendre au moins six formes distinctes qui sont corrélées les unes aux autres (Saussier et Yvrande-Billon 2007). La *spécificité physique* repose sur la prise en compte de critères biophysiques plus ou moins détaillés de la biodiversité impactée pour le choix des caractéristiques biophysiques de la biodiversité à restaurer. Elle conditionne donc les achats en matériaux permettant de réaliser les mesures compensatoires écologiques comme par exemple des plants d'une certaine espèce végétale. La *spécificité de site* repose sur la manière dont le contexte écologique spatial de la biodiversité impactée et restaurée est pris en compte. La *spécificité humaine* repose sur le degré de spécialisation des

connaissances et de compétence des agents impliqués dans la réalisation de la mesure compensatoire écologique. Les *actifs dédiés* correspondent à l'achat d'équipements (comme un tracteur) pour une transaction spécifique et qui représente un investissement important en capital fixe. Ces équipements revêtent un caractère non redéployable car ils ne sont pas utiles pour d'autres activités ou ils risquent d'être inutiles dans le cas où la transaction spécifique s'arrête prématurément. La *spécificité de marque* correspond aux efforts effectués par les acteurs pour améliorer leur réputation. La *spécificité temporelle* se repose sur le besoin de coordination temporelle ou de réponse simultanée dans un processus de production. Dans notre travail, nous discuterons essentiellement trois formes que la spécificité de l'actif peut prendre, à savoir les spécificités physique, de site et humaine, car elles sont les plus pertinentes dans le cadre de notre analyse sur la compensation écologique.

- L'*incertitude* rassemble l'*incertitude interne*¹⁸ à la forme organisationnelle qui a pour origine le comportement stratégique des acteurs de la compensation écologique et l'*incertitude externe* à la forme organisationnelle qui repose sur les perturbations exogènes aux décisions de ces acteurs. Les incertitudes externe et interne sont distinctes mais sont corrélées l'une à l'autre. L'incertitude externe favorise l'apparition de l'incertitude interne (Klein 1988 cité dans Saussier et Yvrande-Billon 2007). Détaillons maintenant les différentes formes que peuvent prendre les incertitudes interne et externe.
 - L'*incertitude interne* repose sur l'impossibilité de prévoir d'éventuels comportements opportunistes¹⁹ et stratégies individuelles des acteurs de la compensation écologique. Ces comportements reposent essentiellement sur l'asymétrie d'information qui peut exister entre les acteurs de la compensation, c'est-à-dire qu'une des parties ne dispose pas de l'information que l'autre partie détient à la signature ou pendant l'utilisation d'un contrat²⁰. Deux distinctions peuvent donc être faites au sein de l'incertitude interne. Lorsque l'incertitude porte sur les négociations des termes du contrat (*ex ante*), il peut apparaître un phénomène de *sélection adverse*. C'est-à-dire que la partie n'ayant pas toute l'information disponible sur la transaction (e.g. le bien ou service échangé, les conditions de l'échange) peut être conduite à

¹⁸ Elle est aussi appelée incertitude comportementale ou stratégique.

¹⁹ L'économie néo-institutionnelle considère deux caractéristiques propres aux agents économiques : la rationalité limitée (les agents ne traitent pas la totalité de l'information complexe associée aux caractéristiques des transactions) et l'opportunisme (les agents peuvent profiter du fait qu'il est difficile d'accéder à la totalité de l'information complexe associée aux caractéristiques des transactions et ils peuvent tromper leurs partenaires quant à leurs réelles intentions) (Ménard 2012).

²⁰ Les contrats ne sont pas toujours bipartites mais cette configuration en facilite l'explication dans le manuscrit.

réaliser la transaction qui ne correspond pas à ses attentes. Lorsque l'incertitude porte sur la façon dont les acteurs mettent en œuvre un contrat déjà passé (*ex post*), il peut apparaître un phénomène d'*aléa moral*. Ainsi, une des parties change son comportement après la signature du contrat et conduit à ce que l'intérêt de l'autre partie ou l'intérêt général en soit affecté. Au regard de ces deux formes d'incertitude interne, il semble important de prendre en compte la complexité du réseau des acteurs du système mettant en œuvre la compensation écologique ainsi que la densité des relations qui les relient pour évaluer toute l'incertitude interne qui sous-tend ces relations et mieux comprendre quelles sont les formes organisationnelles adaptées aux transactions en jeu.

- L'*incertitude externe* est composée de l'*incertitude environnementale* et de l'*incertitude institutionnelle*.
 - L'*incertitude environnementale* repose sur les dynamiques naturelles qui sont difficiles à prédire ou à gérer comme les événements naturels extrêmes, l'apparition d'espèces exotiques incontrôlables ou encore l'échec de l'ingénierie écologique pour des raisons inconnues.
 - L'*incertitude institutionnelle* repose sur l'évolution du contexte politique, juridique, économique ou encore culturel, soit l'environnement institutionnel, dans lequel s'organise la compensation écologique. Par exemple, un changement de loi pour la mise en œuvre de la compensation écologique peut rendre un investissement qui a été réalisé à une période donnée complètement inadapté au nouveau contexte.
- La *fréquence* est le nombre de relations entre les acteurs impliqués dans la mise en œuvre des transactions concernant la compensation écologique.

Le deuxième critère concerne la recherche d'une minimisation des coûts de transaction (Coase 1960, Williamson 1985). Il provient de la théorie des coûts de transaction qui est une branche de l'économie néo-institutionnelle (Saussier et Yvrande-Billon 2007 p. 86). Il n'y a pas une définition des coûts de transaction²¹ sur laquelle s'accorde l'ensemble des auteurs (Williamson, 1996 cité dans Saussier et Yvrande-Billon, 2007). Nous retiendrons la définition que propose Williamson dans son développement de la théorie des coûts de transaction à savoir les « coûts de fonctionnement du système économique » (Williamson 1985 p. 18).

²¹ Certains auteurs appellent « coût d'administration » dans le cadre des hiérarchies l'équivalent des « coûts de transaction » dans le cadre de marchés. Nous choisissons de retenir le terme coût de transaction qu'il soit appréhendé dans le cadre du marché, de la hiérarchie ou de la forme hybride.

Saussier et Yvrande-Billon (2007 p. 17) prolongent l'interprétation de cette définition : « les coûts de transaction correspondent en fait aux coûts de contractualisation des échanges et se décomposent en coûts *ex ante* et coûts *ex post* ». Cela nécessite d'étudier les coûts de transaction liés aux négociations des termes du contrat et les coûts liés à la réalisation et au suivi des actions décrites dans le contrat (section 5.1). Il apparaît que les coûts de transaction représentent une part importante des coûts totaux liés aux politiques environnementales et qu'ils affectent les choix optimaux et le design des instruments de ces politiques (McCann et al. 2005). Pourtant, les coûts de transactions ne sont pas souvent inclus dans les recherches empiriques et empêchent de comparer de façon satisfaisante les politiques publiques alternatives (*ibid.*). Cela est en partie dû au fait que la mesure des coûts de transaction n'est pas aisée. Williamson (1996) évoque ainsi le grand nombre de coûts à évaluer et parfois notre incapacité à les mesurer. McCann et al. (2005) propose une liste exhaustive des limites à surmonter pour pouvoir évaluer les coûts de transaction dans le cadre de la mise en œuvre de politiques publiques environnementales. Ils évoquent notamment : l'effet du temps, c'est-à-dire le moment du cycle de vie de la politique publique où les coûts sont mesurés (e.g. préparation, mise en œuvre complète, politique publique mature), la disponibilité des données, la confidentialité des données ou encore le format des données (e.g. difficulté à séparer les coûts de transaction des coûts de production). Plusieurs méthodes de mesure des coûts de transaction peuvent être employées : des enquêtes auprès des régulateurs et autres acteurs, l'étude des résultats ex-post d'autres études, l'utilisation de données publiques (rapports gouvernementaux, comptes financiers, propositions de budgets) (McCann et al. 2005). Ces méthodes de mesure des coûts de transaction peuvent être mises en œuvre selon deux approches.

D'une part, il est possible d'avoir une mesure directe des coûts de transaction par une approche comptable visant à lister un ou plusieurs postes de coûts de transaction et à en donner une évaluation quantitative. Cette approche n'est à l'origine pas retenue par la théorie des coûts de transaction. Les évaluations quantitatives directes des coûts de transaction dans le cadre de politiques publiques environnementales ont été rares jusqu'à récemment (McCann et al. 2005, Vatn et al. 2011) et sont toujours limitées par les raisons évoquées ci-dessus.

D'autre part, il est possible d'avoir une mesure indirecte en évaluant la source des coûts de transaction²². C'est l'approche retenue par la théorie des coûts de transaction qui discute

²² Une autre façon de mesurer indirectement les coûts de transaction se rapproche de l'évaluation des valeurs non-marchandes (McCann et al. 2005), mais nous n'aborderons pas cette possibilité dans le travail de thèse.

l'évolution des coûts de transaction en fonction des caractéristiques des transactions décrites ci-dessus (Williamson 1985) : la spécificité, l'incertitude et la fréquence²³.

L'évaluation à partir du degré de *spécificité de l'actif* est la variable la plus souvent testée. Lorsque celle-ci croît, les coûts de transaction augmentent en raison du coût de redéploiement de l'actif en cas de comportement opportuniste (Ménard 2012 p. 27). Plus l'*incertitude interne* ou *externe* est élevée, plus les coûts de transaction sont élevés puisqu'il est de plus en plus difficile de prévoir la façon dont la transaction va réellement se dérouler²⁴. La *fréquence* des transactions est la caractéristique des transactions la moins étudiée par la théorie des coûts de transaction. A l'inverse de ce qui est envisagé par Williamson, et comme le font plusieurs auteurs (pour une liste de ces auteurs, voir Saussier et Yvrande-Billon 2007), nous retenons que la fréquence de la transaction fait plutôt diminuer le niveau de ces coûts car la répétition de transactions entre les mêmes agents favorise des effets de réputation et de routine autorisant un niveau de vigilance et de contrôle moindre de ces transactions. La fonction reliant les caractéristiques de la transaction et les coûts de transaction (CT) est la suivante :

$$CT = f(\text{spécificité (+), incertitude (+), fréquence (-)})$$

Les acteurs d'une transaction cherchent donc théoriquement à augmenter la fréquence des transactions et à minimiser l'incertitude et la spécificité.

Dans la thèse, nous avons envisagé une évaluation des coûts de transaction par la méthode des enquêtes avec d'une part l'approche comptable et d'autre part l'étude des caractéristiques des transactions (section 5.1 du Chapitre 5).

La vision dynamique de la théorie néo-institutionnelle

Finalement, l'économie néo-institutionnelle envisage des influences et boucles de rétroaction entre les formes organisationnelles, les caractéristiques de la transaction, les acteurs et l'environnement institutionnel (Figure i.4). Les stratégies et comportements des acteurs se retrouvent entre les différents niveaux envisagés dans cette figure.

²³ Les récentes recherches ont permis d'élargir le cadre de la théorie des coûts de transaction et d'ajouter les institutions parmi les caractéristiques des transactions qui sont retenues au rang des variables explicatives des choix organisationnels (Saussier et Yvrande-Billon 2007, Williamson 1991).

²⁴ L'approche néo-institutionnelle souligne l'importance de prendre en compte le rôle de l'environnement institutionnel dans la théorie des coûts de transaction (Saussier et Yvrande-Billon 2007). Un environnement institutionnel précis entraîne une diminution des coûts de transaction parce qu'il permet de stabiliser les règles du jeu dans lesquelles les échanges vont se faire.

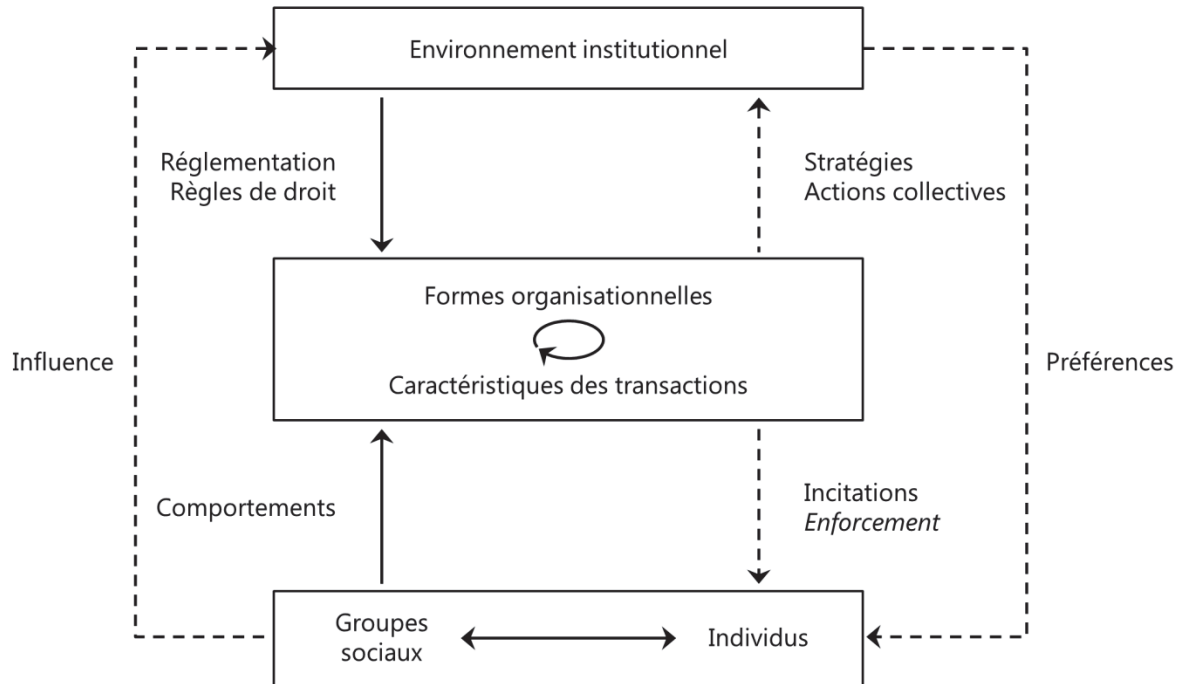


Figure i.4 - Les composantes clés d'une économie du point de vue de la théorie néo-institutionnelle (trait continu : les effets hiérarchiques dominants, trait pointillé : les interactions entre acteurs économiques) (adaptation de Ménard 2012 (adapté de Williamson 1996 et Nee et Swedberg 2008))

Encadré 1 - Précisions sur les termes « efficacité », « efficience » et « effectivité » lorsqu'on traite d'économie et d'écologie

Il convient de préciser ces trois termes parce qu'ils n'ont pas la même signification et parce qu'on peut les appréhender de manières différentes selon que l'on cherche à évaluer une situation économique ou écologique.

Effectivité

On dira que la compensation est *effective* lorsque les mesures compensatoires écologiques sont réellement mises en œuvre, quel que soit le niveau d'*efficacité écologique* de celles-ci.

Efficacité écologique

La compensation écologique est écologiquement efficace à partir du moment où elle permet d'atteindre une « non perte nette » de biodiversité.

Efficience économique

La compensation écologique est efficiente économiquement à partir du moment où elle permet d'optimiser la « non perte nette » de biodiversité, c'est-à-dire d'obtenir la meilleure *efficacité écologique* au moindre coût.

E. Questions de recherche

Notre question de recherche générale se formule ainsi : quels sont les enjeux organisationnels et institutionnels pour la mise en œuvre du principe de compensation écologique et comment les relations entre les acteurs de ce système et le système lui-même influencent les résultats de ces politiques publiques en faveur de la conservation de la biodiversité ?

Les positionnements thématiques et précisions théoriques permettent de détailler deux sous-questions de recherche à partir de notre question de recherche générale :

- Comment la complexité et l'incertitude entourant la biodiversité et les impacts qu'elle subit ont conduit à des innovations organisationnelles et institutionnelles originales ?
- Comment les stratégies et négociations individuelles ou collectives peuvent en orienter les dynamiques et comment pèsent-elles sur la qualité de l'équivalence écologique ?

Même si l'approche est résolument interdisciplinaire, notre question de thèse relève des sciences économiques. Elle repose sur des enjeux de gestion qui génèrent des tensions entre des objectifs économiques et écologiques. L'étude de la façon dont les institutions et les organisations y répondent est affaire de comparaisons, compromis et substitutions, trois éléments clés du rôle que peuvent jouer les sciences économiques dans un processus d'aide à la décision. Il est finalement question d'identifier la forme organisationnelle la plus à même de répondre aux objectifs que l'on s'est fixés de la façon la moins coûteuse, c'est-à-dire la plus efficiente.

F. Présentation des cas d'études

L'ancrage institutionnel de cette thèse au sein de l'IFREMER nous a conduits à appliquer nos questions de recherche aux écosystèmes aquatiques marins et continentaux.

Les impacts des parcs éoliens en mer en Europe du Nord

Le premier cas d'étude a porté sur ce qui représente actuellement les plus gros aménagements artificiels en milieux marins en Europe²⁵ pour lesquels des mesures compensatoires écologiques doivent être mises en œuvre : les parcs éoliens en mer. Il s'agit d'une mise en œuvre de la compensation écologique par une forme hiérarchique avec des mesures compensatoires au cas par cas pour chaque impact.

²⁵ La France, qui ne dispose pas encore de parcs éoliens en mer, a pour projet de développer 6 parcs répartis entre la Manche et le Golfe de Gascogne.

Les informations analysées proviennent des études d'impact environnemental des projets de parcs éoliens en mer européens et des experts Etudes d'Impact Environnemental / Evaluation Environnementale Stratégique de la Commission Européenne.

En tout, 52 parcs éoliens en mer fixés²⁶ ont été étudiés. Au 1^{er} Août 2013, en Europe, 37 parcs éoliens en mer étaient en exploitation et 15 étaient effectivement en construction (Tableau i.4).

Tableau i.4 - Nombre de parc éoliens en mer fixés en exploitation et en construction étudiés par pays, en Europe, au 1^{er} Août 2013

Pays	Nombre de parcs	
	<i>en exploitation</i>	<i>en construction</i>
Royaume-Uni	15	4
Danemark	10	0
Suède	4	1
Allemagne	2	8
Belgique	3	2
Pays-Bas	2	0
Irlande	1	0
Total	37	15

Les parcs éoliens en mer étudiés sont répartis principalement en mer du Nord, en mer Baltique et en mer d'Irlande. Certains parcs sont situés dans le Kattegat, entre la mer du Nord et la mer Baltique, et dans l'Øresund, entre le Kattegat et la mer Baltique (Figure i.5).

²⁶ Nous n'avons pas pris en compte les cas de parcs éoliens flottant, qui sont au stade d'expérimentation technique.



Figure i.5 - Carte des parcs éoliens en mer européens étudiés (©EuroGeographics pour les limites administratives, Vaissière A.C. pour les parcs éoliens)

Légende de la Figure i.5

Numéros des parcs éoliens en mer de la carte (en exploitation / *en construction*) :

Belgique

- 1 Belwind phase I (Bligh Bank)
- 2 C-Power phase I (Thornton Bank)
- 3 & 4 C-Power phase II & III (Thornton Bank)

Danemark

- 5 Horns Rev 1
- 6 Horns Rev 2
- 7 Middelgrunden
- 8 Nysted (Rodsand I)
- 9 Nysted (Rodsand II)
- 10 Samsø (Paludans Flak)
- 11 Store Bælt (Sprogø)
- 12 Tunø Knob
- 13 Vindeby-Lolland
- 14 Anholt

Allemagne

- 15 Alpha Ventus
- 16 Baltic 1
- 17 Bard Offshore 1
- 18 Borkum Riffgat
- 19 Borkum West II phase I

Irlande

- 20 Arklow Bank

Pays Bas

- 21 Egmond aan Zee (OWEZ)
- 22 Prinses Amalia (Q7)

Suède

- 23 Bockstigen Offshore
- 24 Lillgrund
- 25 Utgrunden I
- 26 Yttre Stengrund 1

Royaume-Uni

- 27 Barrow
- 28 Burbo Bank
- 29 Greater Gabbard
- 30 Gunfleet Sands (phase I and II)
- 31 Kentish Flats
- 32 & 33 Lynn & Inner Dowsing
- 34 North Hoyle
- 35 Ormonde
- 36 Rhyl Flats
- 37 Robin Rigg
- 38 Scroby Sands
- 39 Thanet
- 40 & 41 Walney (phase I & II)
- 42 Gwynt y Mor
- 43 Lincs
- 44 London Array
- 45 Sheringham Shoal
- 46 Teesside

Le développement de ces infrastructures en mer occasionne des impacts sur le milieu marin lors de leur construction puis lors de la durée de leur exploitation et enfin de leur démantèlement. Ils consistent en des destructions pérennes (emprise surfacique des socles d'éoliennes) ou des modifications du fonctionnement du milieu marin (e.g. champs électromagnétiques autour des câbles sous-marins, hydrodynamisme modifié). Les impacts concernent principalement les fonds marins et le benthos, l'ichtyofaune, les mammifères marins et l'avifaune.

Après avoir étudié les études d'impact environnemental de tous les parcs éoliens européens en fonctionnement ou en cours de construction, nous avons relevé l'absence quasi-systématique de mesures compensatoires écologiques pour ces projets. Cette absence pouvait avoir au moins deux raisons. La première est l'incapacité de la forme organisationnelle retenue à organiser la mise en œuvre de la compensation écologique. La deuxième est l'incapacité technique de mettre en œuvre des compensations écologiques en milieu marin.

La seconde hypothèse ne nous est pas apparue suffisante pour justifier cette absence de compensation au regard des avancées récentes dans le domaine de l'écologie de la restauration (Clewett et Aronson 2010, Moreno-mateos et al. 2012). C'est pourquoi nous avons réalisé un travail approfondi aux Etats-Unis pour évaluer le rôle des formes organisationnelles alternatives pour la mise en œuvre des mesures compensatoires.

Les impacts autorisés sur les zones humides en Floride aux Etats-Unis

Nous avons donc mis en place un deuxième cas d'étude pouvant nous offrir un retour d'expérience plus long sur l'application du principe de compensation écologique sur les écosystèmes aquatiques marins et continentaux en nous intéressant au cas américain. En effet, les Etats-Unis disposent d'un panel d'outils de mise en œuvre de la compensation écologique plus développé et rodé que la plupart des pays européens. Ce pays a également une histoire plus longue de la mise en œuvre de la compensation écologique avec le développement de formes organisationnelles alternatives.

Les trois formes organisationnelles pour la mise en œuvre de la compensation écologique pour les impacts autorisés sur les zones humides en Floride aux Etats-Unis sont les permis individuels ou *Permittee Responsible Mitigation*, les banques de compensation ou *mitigation banks* et les rémunérations de remplacement ou *In-Lieu Fee mitigation*²⁷ (voir la section

²⁷ Les rémunérations de remplacement ou *In-Lieu Fee mitigation*, dont le principe est la récolte de fonds auprès des développeurs de projets impactant pour la réalisation de mesures compensatoires écologiques, ne sont pas analysées dans cette thèse car elles restent une forme organisationnelle marginale aux Etats-Unis.

1.2.3 du Chapitre 1). Nous avons particulièrement analysé une forme organisationnelle basée sur le marché (les banques de compensation ²⁸) en comparaison avec l'alternative réglementaire la plus ancienne que sont les mesures compensatoires écologiques au cas par cas²⁹ (forme hiérarchique). Les banques de compensation correspondent à un mécanisme de compensation anticipée et mutualisée des dommages à l'environnement, c'est-à-dire que les mesures compensatoires écologiques ne sont plus réalisées au cas par cas, ni après la conception d'un projet. Plusieurs impacts produits sur des zones humides sont compensés par des gains écologiques équivalents produits par une unique mesure compensatoire écologique réalisée sur une zone humide.

Les informations analysées proviennent de 54 entretiens semi-directifs menés auprès des acteurs du système de la compensation écologique rencontrés lors d'une enquête de terrain organisée début 2013 en Floride aux Etats-Unis. Le Tableau i.5 présente l'échantillon des acteurs enquêtés qui doit nous permettre d'avoir une description complète du système à partir de différents points de vue.

Tableau i.5 - Echantillon des acteurs enquêtés dans le système de la compensation écologique en Floride

Rôle		Nombre d'acteurs	
Consultant en environnement		20	
Acteurs des banques de compensation	Propriétaire	13	28
	Gestionnaire	17	
	Mixte*	12	
Régulateur		7	
Autres professions (courtier, juriste ou universitaire)		10	
TOTAL		54	

** Incluant les deux premières tâches voire des tâches supplémentaires comme la relation avec les clients pour les ventes de crédits de compensation*

Ces enquêtes nous ont permis d'obtenir des informations sur 71 des 91 banques approuvées ou en cours d'instruction au moment de l'enquête de terrain. Nous en avons visité 20. Ces banques de compensation sont réparties dans toute la Floride (Figure i.6).

²⁸ Il nous a semblé intéressant dans le cadre de cette thèse de profiter d'un retour d'expérience sur le cas des banques de compensation pour zones humides aux Etats-Unis à l'heure où la France a lancé plusieurs expérimentations basées sur le marché pour la mise en œuvre de la compensation écologique.

²⁹ Similaires à celles étudiées pour le cas de l'éolien en Europe.

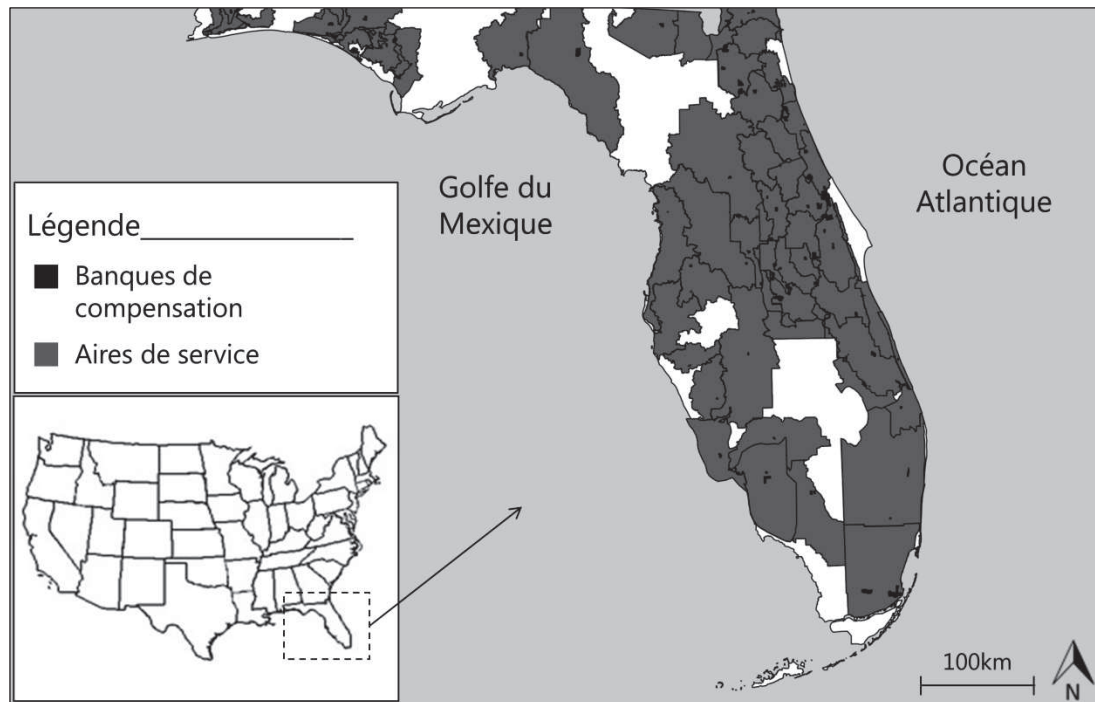


Figure i.6 - Carte des banques de compensation pour zone humide en Floride étudiées © Florida Department of Environmental Protection pour les couches cartographiques (Juin 2014)

G. Positionnement de la thèse par rapport aux autres travaux de recherche sur la compensation écologique

La littérature sur la thématique de la compensation écologique s'est développée au cours de ces dernières années dans différentes disciplines : écologie, économie, droit ou encore sociologie.

Une riche littérature en écologie

Une grande partie de littérature sur la compensation écologique provient des écologues qui ont souvent pour point commun de chercher à réfuter l'efficacité écologique présumée de la compensation écologique, c'est-à-dire sa capacité à atteindre la « non perte nette » de biodiversité. On peut distinguer trois thèmes principaux dans la littérature sur le sujet : l'écologie de la restauration, l'analyse écologique des compensations et l'efficacité écologique des banques de compensation.

Il existe tout d'abord une littérature abondante sur la restauration écologique (Clewett et Aronson 2010) même si cette science est considérée comme encore récente (Pullin and Knight 2009, Suding 2011). La principale limite soulignée par cette discipline est la reproduction à l'identique des caractéristiques d'un écosystème tant pour ce qui concerne sa structure, sa composition que ses fonctions (Hilderbrand et al. 2005). Pour les zones

humides, Moreno-mateos et al. (2012) soulignent le manque de connaissances sur les fonctions écologiques pour pouvoir recréer des écosystèmes aquatiques fonctionnels. Ils expliquent cependant que des restaurations menées à grande échelle ont plus de chance de réussir (100% de réussite pour des restaurations de plus de 100 Ha). Drechsler et al. (2011) soulignent aussi l'importance de mener des restaurations à des échelles plus larges. Jones et Schmitz (2009) montrent que des projets de restauration écologique peuvent être rapides et efficaces mais sur certains types de milieux seulement. Ils montrent que les restaurations en milieu marin (benthos) et dans les zones humides estuariennes sont particulièrement rapides, celles en milieu forestier sont particulièrement longues. Moreno-mateos et al. (2012) soulignent aussi les meilleurs taux de succès de restauration pour les écosystèmes connectés et/ou situés en zones tropicales. Pour autant, Yepsen et al. (2014) montrent, exemple à l'appui, que même si des zones restaurées permettent à terme l'établissement d'espèces natives, il reste des différences entre les zones humides restaurées et les zones humides naturelles (e.g. les sites restaurés sont davantage peuplés d'espèces herbacées que d'espèces forestières).

Ensuite, une partie de la littérature se concentre sur la compensation écologique spécifiquement. McKenney et Kiesecker (2009) ont fait un état de l'art sur les différentes politiques publiques de compensation écologique qui existent dans le monde et les limites qu'elles rencontrent. D'après Maron et al. (2012) et Palmer et Filoso (2009), il n'existe pas de littérature proposant une démonstration robuste de l'efficacité de la compensation écologique. Certains auteurs disent que la compensation écologique ne permet pas d'atteindre la « non perte nette » de biodiversité (Bull et al. 2013, Curran et al. 2013, Gardner et al. 2013, Gibbons et Lindenmayer 2007, Walker et al. 2009, Zedler et Callaway 1999). Les discussions sur la compensation écologique concernent parfois précisément les zones humides. Kihlslinger (2008) fait un état de l'art sur les recherches montrant que la « non perte nette » de zones humides n'était pas atteinte aux Etats-Unis. Par ailleurs Hossler (2011) souligne que le rôle nutritif des zones humides (cycles du carbone, nitrogène et phosphore) n'est pas compensé dans le cas des mesures compensatoires écologiques dans les marais d'eau douce. Brooks et al. (2005) soulignent quant à eux le risque d'homogénéisation des zones humides avec l'approche par la politique de compensation écologique. Si la littérature scientifique sur la compensation écologique semble pessimiste, certains auteurs proposent des perspectives d'amélioration des pratiques en se concentrant sur une problématique spécifique comme l'équivalence écologique (Quétier et Lavorel 2011), le dimensionnement des mesures compensatoires écologiques (Moilanen et al. 2009) ou encore la prise en compte des espèces communes dans les indicateurs utilisés pour la mise en œuvre des mesures compensatoires (Regnery 2013). Kentula (2000) souligne l'importance du choix des critères de performance et Matthew et Endress (2008) expliquent en quoi ils sont déterminants pour

pouvoir prouver l'atteinte de la « non perte nette ». Kiesecker et al. (2010), Underwood (2011) et Quétier et al. (2014) soulignent l'importance de mener des compensations à des échelles plus larges.

Enfin, une partie de la littérature s'intéresse à l'efficacité écologique d'une forme organisationnelle spécifique, les banques de compensation, qui pour le moment ont surtout été développées aux Etats-Unis et en Australie. D'un point de vue environnemental, cette forme organisationnelle devrait davantage permettre d'atteindre les objectifs de « non perte nette » (GAO 2005, NRC 2001). Elle évite également les pertes temporaires puisque la mesure compensatoire écologique est réalisée avant l'impact. Des études sont menées sur des sujets très spécifiques, comme les fonctions de dénitrification (Peralta et al. 2010) ou les impacts sur les structures des communautés végétales (Spieles 2005, Spieles et al. 2006, Stefanik et Mitsch 2012), ce qui ne permet pas de conclure à une efficacité ou une inefficacité de ces dernières. Certains travaux sur la mise en œuvre de la compensation écologique par le système des banques de compensation sont pessimistes (e.g. Brown et Lant 1999, Burgin 2008, Burgin 2010, Kihlsinger 2008, Mack and Micacchion 2006, Reiss et al. 2009, Walker et al. 2009). En plus des suggestions d'amélioration concernant généralement la compensation écologique précitées, des suggestions concernent plus particulièrement les banques de compensation sur des aspects spatiaux notamment (Martin et Brumbaugh 2013, Reiss et al. 2014, Womble et Doyle 2012).

Une littérature juridique et socio-économique théorique ou empirique

Une partie de la littérature juridique et socio-économique sur la compensation écologique est théorique et basée sur des données bibliographiques ou statistiques. Lucas (2012) questionne les bases juridiques de la compensation écologique en France et conclue que ces dernières ne permettent pas d'ériger le principe de compensation écologique en tant que principe juridique du droit de l'environnement posant ainsi des limites quant à son application. Scemama (2014) propose une analyse économique de la compensation sous l'angle d'un des leviers qu'elle peut représenter en tant qu'investissement dans la biodiversité. Des études théoriques sur les banques de compensation apportent des points de vue intéressants qui sont pour la plupart validés empiriquement dans le cadre américain (e.g. Pilgrim et al. 2013, Van Teeffelen et al. 2014, Wissel and Wätzold 2010). Une partie de la littérature émet aussi des craintes théoriques³⁰ de principe sur l'approche de la compensation écologique par les instruments basés sur le marché (Bekessy et al. 2010, Walker et al. 2009). Certains articles

³⁰ Notons que certains de ces auteurs ont été cités plus haut comme Walker et al. (2009) et Burgin (2008). Dans leurs critiques des banques de compensation classées dans la littérature écologique, ces auteurs utilisent des arguments juridiques et socio-économiques théoriques pour expliquer l'inefficacité des banques de compensation.

supposés traiter des marchés pour la compensation de la biodiversité en viennent finalement à critiquer le principe même de compensation écologique (e.g. Burgin 2008). Par ailleurs, certaines approches économiques font preuve d'une grande abstraction dans la modélisation des choix de compensation écologique. Hartig et Drechsler (2009) proposent un modèle prenant en compte des aspects spatiaux comme la connectivité entre les espaces naturels. Gastineau et Taugourdeau (2014) proposent un modèle économique pour définir dans quelles situations il est préférable d'avoir recours à la compensation écologique ou à la compensation financière. Drechsler et Hartig (2011) établissent un modèle multi-agent non spatial de permis échangeables fictifs pour la conservation d'habitats. Hallwood (2007) propose un modèle principal-agent pour mieux comprendre à quelles difficultés contractuelles le système des banques de compensation doit faire face.

Une autre partie de la littérature juridique et socio-économique sur la compensation écologique est empirique mais n'est pas rattachée à des théories en particulier ce qui pose donc des problèmes quant à la reproductibilité des analyses.

D'une part, des travaux ne sont pas focalisés sur l'outil des banques de compensation. Hahn et Richards (2013) montrent le rôle du contexte institutionnel et politique dans l'efficacité des marchés dédiés à la compensation dans le cadre de l'environnement, mais ce travail est essentiellement basé sur le marché du carbone ce qui est assez éloigné de notre objet d'étude. En effet, les crédits carbone peuvent être envisagés à l'échelle mondiale et échangés entre différents pays alors que les compensations liées à des impacts sur la biodiversité sont envisagées à des échelles très locales comme le sous bassin versant. Quétier et al. (2014) présentent les limites politiques et techniques à l'atteinte de l'objectif de « non perte nette » dans le cadre français en soulignant le poids du cadre institutionnel dans ces limites. Gobert (2008) prend le parti de proposer une nouvelle définition de la compensation écologique qu'elle appelle « compensation territoriale » en se basant sur l'expérience américaine. Pour elle, les mesures compensatoires écologiques seraient « à la rencontre des trois piliers du développement durable, dans la mesure où elles s'adressent à un territoire où s'accumulent les problématiques environnementales (exposition au bruit, à la pollution...) et socio-économiques (ménages défavorisés, chômage, etc.) et chercheraient un équilibre entre justice sociale et justice environnementale » (Gobert 2008 p. 72).

D'autre part, des travaux sont focalisés sur le système des banques de compensation. Certains travaux de Morgan Robertson et Todd BenDor concernent les banques de compensation pour les zones humides aux Etats-Unis (e.g. BenDor et al. 2011, BenDor et Rigsbee 2011, Robertson 2009, Robertson et Hayden 2008). Nous profiterons largement de leurs approches fines de l'environnement institutionnel et de leur intérêt pour le comportement des acteurs pour comparer nos résultats aux leurs. Ruhl et Salzman (2006) étudient l'effet

des banques de compensation sur la planification urbaine en Floride. Ils expliquent la réorganisation du territoire et l'effet potentiel sur les populations de la compensation écologique par les banques de compensation. Les travaux de Carsten Mann et James Absher (2014) montrent le rôle du contexte institutionnel, culturel et biophysique dans la définition des politiques publiques avec pour cas d'étude les banques de conservation pour espèces³¹ en Californie. Cependant, leurs données se reposent sur une revue bibliographique et un faible nombre d'entretiens (9 personnes).

Le manque d'approche théorique et empirique de la compensation écologique en socio-économie

Il existe finalement très peu de travaux qui proposent une approche empirique ancrée dans une théorie précise, notamment en économie. Nous avons tout de même relevé les travaux d'Anthea Coggan et ses collaborateurs qui tentent de combler ce manque (Coggan 2013a et 2013b). Ils questionnent la compensation écologique dans le cadre de la théorie des coûts de transaction. Dans un article, ils montrent comment les acteurs intermédiaires³² font baisser les coûts de transaction (2013a). Cette étude se base sur trois cas de compensation australiens, correspondant à trois types d'intermédiaires (des intermédiaires publics mis en place par la politique environnementale et des intermédiaires publics ou privés qui ont émergé en réponse à la mise en place de la politique environnementale). Leurs données proviennent de la littérature disponible et d'enquêtes semi-directives mais ils ne précisent pas le nombre d'entretiens réalisés. Dans un autre article, ils étudient une plus grande variété de facteurs qui influencent les coûts de transactions. Il s'agit des caractéristiques des transactions mais aussi des caractéristiques des acteurs de la transaction, de la nature de l'environnement institutionnel et de la nature des formes organisationnelles (2013b). Cette deuxième étude se base sur deux cas d'étude, correspondant à deux cadres réglementaires australiens : l'*Environment Protection and Biodiversity Conservation Act* de 1999 et le *Queensland Government Vegetation Management Act* de 1999, dont les données proviennent d'une vingtaine d'enquêtes semi-directives pour chaque cas d'étude.

L'originalité de cette thèse est donc de proposer une approche théorique et empirique sur la compensation écologique. Les cas d'étude concernent des larges échelles : la totalité des parcs éoliens posés en fonctionnement ou en construction en Europe du Nord et les banques de compensation pour zones humides à l'échelle de l'Etat de Floride. Les enjeux de cette thèse

³¹ Il s'agit de l'équivalent des banques de compensation pour zones humides pour les espèces. Ces banques relèvent de l'Endangered Species Act.

³² Les acteurs intermédiaires permettent de rapprocher les développeurs, les régulateurs et les acteurs qui réalisent les mesures compensatoires écologiques.

sont doubles et complémentaires. D'abord, il s'agit de mieux comprendre comment la compensation écologique est mise en œuvre sur le terrain avec une description empirique des formes organisationnelles, des institutions et des stratégies d'acteurs qui en guident la dynamique. Ensuite, il s'agit de voir comment la théorie néo-institutionnelle prédit l'évolution de la gestion de la biodiversité selon les formes organisationnelles utilisées pour la mise en œuvre des politiques de compensation. Enfin, il s'agit de voir comment l'approche empirique permet de confirmer ou non ces prédictions, de manière à offrir une interprétation théorique de nos résultats.

H. Articulation des différentes parties de la thèse

Cette introduction générale a permis de positionner nos travaux de recherche par rapport aux courants économiques et travaux existants sur la compensation écologique dans un contexte d'érosion de la biodiversité.

- Le Chapitre 1 décrit l'environnement institutionnel et les formes organisationnelles qui concernent nos cas d'étude.
- Le Chapitre 2 remet en question l'efficacité des formes hiérarchiques pour mettre en œuvre la compensation écologique.
- Le Chapitre 3, avec le cas d'étude floridien, permet d'aller plus loin dans l'analyse des types de formes organisationnelles. Il analyse une forme hybride innovante basée sur le marché : le système des banques de compensation.
- Le Chapitre 4 analyse l'importante dimension stratégique du système des banques de compensation.
- Le Chapitre 5 discute les modalités de choix entre ces différentes formes organisationnelles.
- Le Chapitre 6 compare les résultats de la thèse avec d'autres cas d'étude, américains et français, qui ont fait l'objet de collaborations. Il discute également des évolutions du cadre institutionnel de la compensation écologique en France.
- La conclusion générale présente les principaux résultats et apports théoriques de nos travaux de recherche. Elle se termine par une présentation des limites de cette thèse et des perspectives de recherche qu'elle ouvre.

Environnement institutionnel et principales formes organisationnelles pour la mise en œuvre de la compensation écologique

Ce chapitre présente les environnements institutionnels dans lesquels se place la compensation écologique pour nos deux cas d'étude. Il propose ensuite un premier aperçu théorique des différentes formes organisationnelles permettant la mise en œuvre de la compensation écologique. Il semble en effet important de décrire les formes institutionnelles et organisationnelles qui seront abordées dans l'ensemble du manuscrit afin de préparer au mieux la découverte des autres chapitres et de pouvoir s'y référer aisément à tout moment de la lecture.

1.1 La séquence éviter-réduire-compenser et l'objectif de « non perte nette »

1.1.1 La compensation écologique pour les zones humides

L'histoire de la gestion des zones humides est assez similaire dans nos deux cas d'études (Etats-Unis et Europe). Celles-ci ont longtemps été considérées comme des milieux inhospitaliers pour les activités humaines et les politiques publiques ont eu comme objectif de les valoriser en les canalisant et en les drainant. Dans les années 60, avec l'amélioration des connaissances en écologie et la montée en puissance des problèmes environnementaux, les scientifiques ont peu à peu souligné l'importance fonctionnelle de ces milieux, notamment pour des questions de santé publique via le bon état écologique de l'eau. La convention de Ramsar sur les zones humides, adoptée en 1971 et entrée en vigueur en 1975, témoigne de cette prise de conscience.

Que ce soit en France ou aux Etats-Unis, la compensation écologique associée à un projet d'aménagement s'inscrit globalement dans la séquence éviter-réduire-compenser (ERC). La logique de cette séquence est d'éviter les impacts du projet sur l'écosystème concerné, de réduire les impacts qui n'ont pu être évités, et enfin, en dernier recours, de compenser les impacts résiduels négatifs significatifs (Figure 1.1).

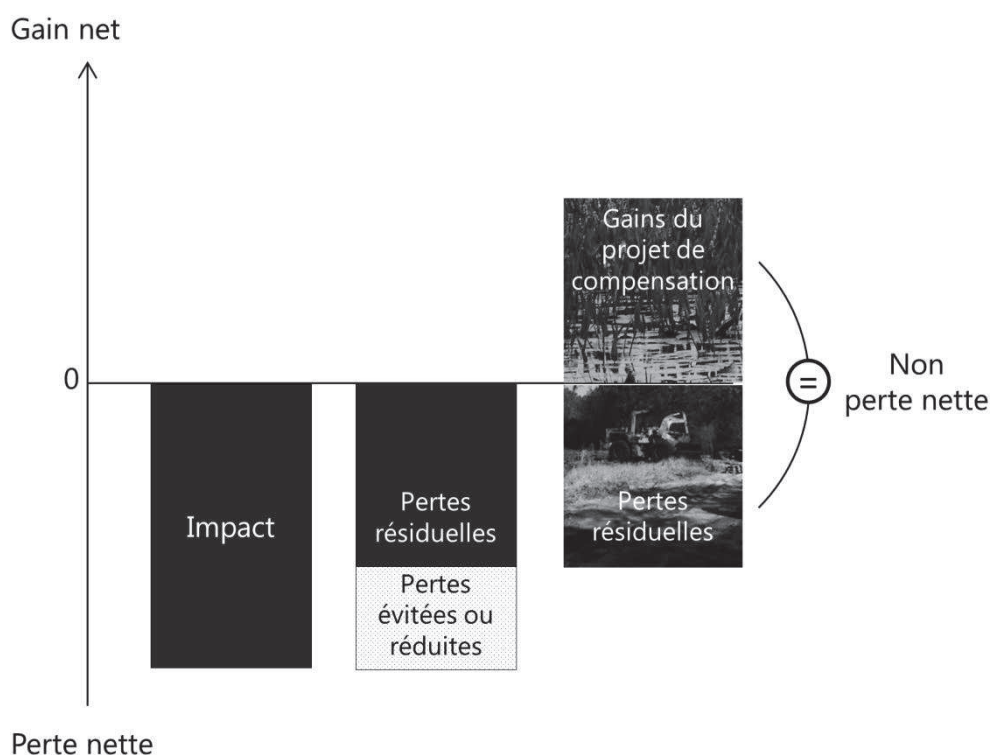


Figure 1.1 - Séquence éviter-réduire-compenser (ERC)

Le référentiel normatif de la compensation écologique, en tant que dernière étape de cette séquence, est le principe de « non perte nette »³³ (ou *no net loss* en anglais). Il s'agit d'un objectif opérationnel pour la conservation de la biodiversité qui cherche à égaliser les pertes résiduelles d'un projet et les gains écologiques obtenus par un projet de compensation. Ce référentiel implique une équivalence écologique entre les pertes et les gains écologiques et ne nécessite donc ni un détour par des évaluations monétaires appliquées à l'environnement, ni l'utilisation du concept de service écosystémique. L'objectif de « non perte nette » de biodiversité est considéré comme justifié au regard du droit car la conservation de la biodiversité permet le maintien du bien-être humain (section C de l'introduction).

1.1.2 La compensation écologique pour les zones humides en Europe et en France

En Europe, la séquence ERC apparaît dans plusieurs directives (Figure 1.2). La première a été la directive Etudes d'Impact Environnemental³⁴ (EIE) avec une première version en 1985. La directive Habitats a suivi avec la mise en place en 1992 de l'étude des évaluations d'incidence des projets d'aménagement sur des zones Natura 2000. La Directive Cadre sur l'Eau³⁵ (DCE) en 2000 ou la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin³⁶ (DCSMM) en 2008 ont aussi établi des obligations d'études d'impact³⁷ pour les écosystèmes aquatiques.

En France, dès 1976, la loi pour la protection de la nature³⁸ impose aux aménageurs de réaliser une étude d'impact qui comporte entre autre « les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables pour l'environnement » (article 2 de la loi initiale). Pendant longtemps, elle n'a pas été appliquée par manque de contrôle et de suivi de la réalisation et de l'efficacité des mesures (Jacob et al. en révision, Quétier et al. 2014). Les différentes directives européennes précitées, transposées en droit national, ont permis de renforcer la mise en œuvre de la compensation écologique en France. Par exemple, la séquence ERC est aujourd'hui présente dans les textes comme la loi

³³ On peut aussi utiliser le terme « pas de perte nette ».

³⁴ Directive 85/337/CEE du Conseil du 27 Juin 1985 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement. La dernière version est la directive 2014/52/UE.

³⁵ Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

³⁶ Directive 2008/56/CE du Parlement européen et du Conseil du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin.

³⁷ Ces directives concernent les impacts autorisés. La directive 2004/35/CE du Parlement européen et du Conseil, du 21 avril 2004, sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux ne concerne elle que les impacts accidentels.

³⁸ Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature.

sur l'eau de 1992³⁹ et la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006⁴⁰. Ces textes ont été institutionnalisés via leur inscription dans le code de l'environnement (Figure 1.2).

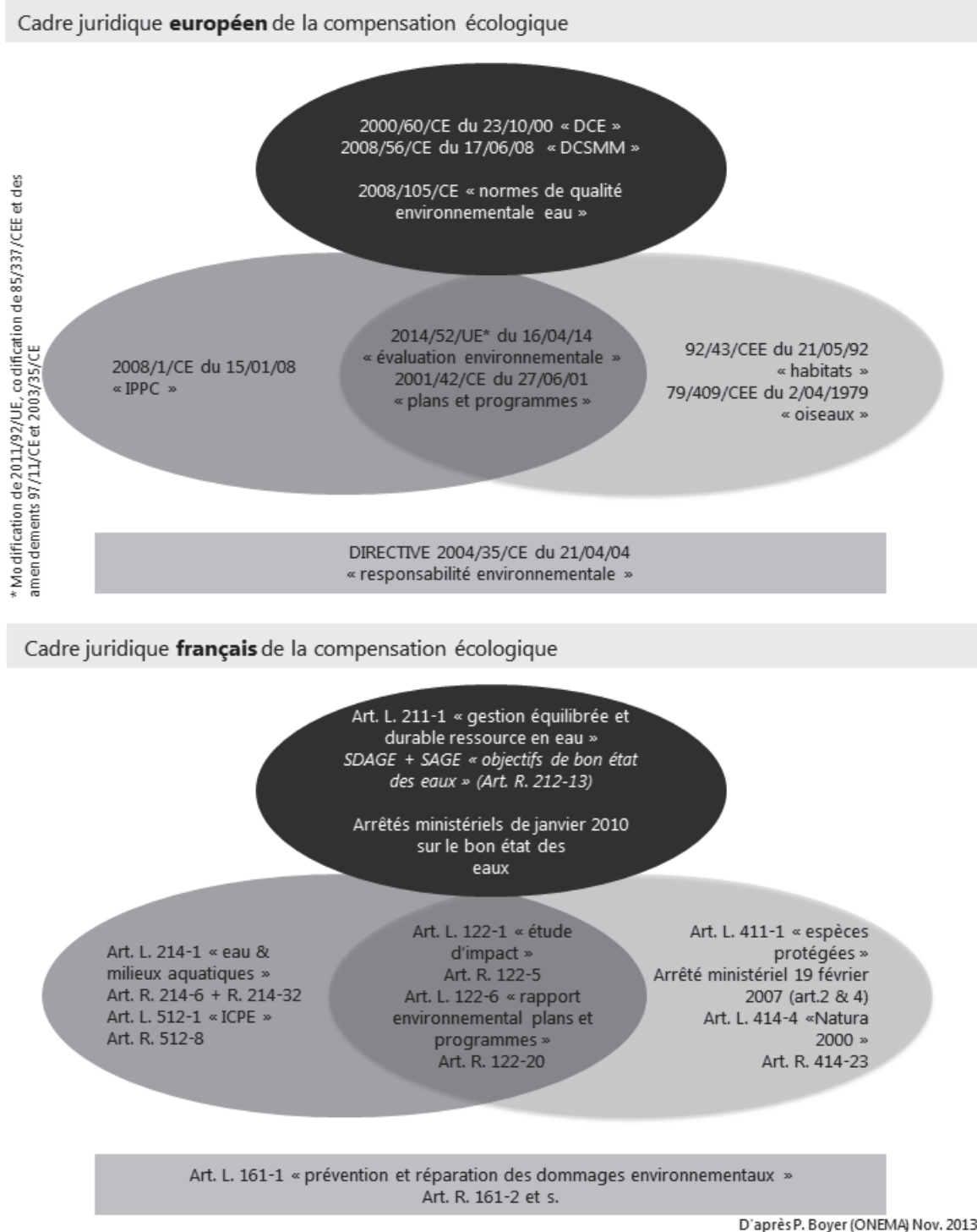


Figure 1.2 - Cadre juridique européen de la compensation écologique et sa transposition en droit français

³⁹ Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau.

⁴⁰ Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques.

Depuis le décret de 2011 portant réforme des études d'impacts⁴¹, en application de la loi Grenelle II⁴², l'obligation de la réalisation d'une étude d'impact est précisée dans une nomenclature, qui est proposée sous forme de tableau dans l'annexe du décret, selon le type de projet et non plus selon un seuil financier fixé à 1,9 million d'euros. Ce tableau précise si les projets sont soumis à étude d'impact systématiquement ou après examen « au cas par cas » en fonction de critères. Par exemple, dans la section « milieux aquatiques, littoraux et maritimes », il est indiqué que l'étude d'impact est obligatoire pour les travaux de rechargement de plage si le volume concerné est supérieur ou égal à 10 000 mètres cubes et que l'étude d'impact est soumise à la procédure « au cas par cas » si le volume concerné est inférieur à 10 000 mètres cubes. Il faut noter que certains projets figurant dans la colonne des projets systématiquement soumis à étude d'impact le sont uniquement pour ceux « soumis à autorisation au titre d'un article du code de l'environnement ». L'article du code de l'environnement comportant lui-même des critères pour définir quels projets sont soumis à autorisation. Par exemple, la réalisation de réseaux de drainage soumis à autorisation au titre de l'article R 214-1 du code de l'environnement est soumise à étude d'impact systématique. Mais cela signifie que les réseaux de drainage non soumis à autorisation ne sont pas forcément soumis à étude d'impact. Le décret prévoit que les études d'impacts devront comprendre « les mesures prévues par le pétitionnaire ou le maître de l'ouvrage pour : éviter les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine et réduire les effets n'ayant pu être évités ; compenser, lorsque cela est possible, les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine qui n'ont pu être ni évités ni suffisamment réduits. S'il n'est pas possible de compenser ces effets, le pétitionnaire ou le maître d'ouvrage justifie cette impossibilité ». Enfin, la doctrine ERC⁴³, publiée en 2012, puis les lignes directrices de la doctrine ERC⁴⁴, publiées en 2013 sous forme de fiches par le ministère en charge de l'écologie, ont pour objectif de rendre plus opérationnelle la mise en œuvre de la séquence ERC.

La dernière version de la Directive EIE⁴⁵ devrait aider les pays membres à préciser les conditions d'application de la séquence ERC, à savoir l'effectivité, le respect de délai de mise en œuvre des mesures compensatoires ou encore le suivi (Gaillard 2014). Le récent projet de

⁴¹ Décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements.

⁴² Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement dite « Loi Grenelle II ».

⁴³ MEDTL 2012, Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel.

⁴⁴ MEDDE 2013, Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels.

⁴⁵ Directive 2014/52/UE du Parlement européen et du Conseil du 16 avril 2014 sur l'incidence de certains projets publics et privés sur l'environnement.

loi biodiversité⁴⁶, dans sa dernière forme⁴⁷, réaffirme l'importance du respect de la séquence éviter-réduire-compenser et insiste sur le fait que la compensation écologique doit être considérée comme un « moyen ultime » (section 6.2.2 du Chapitre 6).

1.1.3 La compensation écologique pour les zones humides aux Etats-Unis

Aux Etats-Unis, la procédure fédérale générale pour les études d'impact environnemental est décrite dans le National Environmental Policy Act⁴⁸ (NEPA) de 1969, équivalent américain de la loi pour la protection de la nature et de la future loi sur la biodiversité françaises. Le NEPA ne fait pas directement mention à une séquence éviter-réduire-compenser. Ce n'est qu'en 1978 que les règlements du « Council on Environmental Quality (CEQ) » de la Maison Blanche évoquent véritablement une *mitigation hierarchy* pour la première fois (Hough et Robertson 2009). Elle comprend les étapes suivantes : éviter – minimiser – rectifier – réduire ou éliminer – compenser (CEQ 1978, section 1508.20) ce qui diffère de notre séquence ERC car elle comporte 5 étapes⁴⁹ et non 3 étapes.

Pour les écosystèmes aquatiques, c'est principalement la juridiction de la section 404 du Clean Water Act (CWA) de 1972⁵⁰, équivalent de notre loi sur l'eau, qui s'applique. La section 404 a conduit à la mise en œuvre d'une *mitigation hierarchy* dont l'étape de la compensation a fait l'objet de nombreux documents et notes (pour un historique détaillé, voir Gardner 2011 et Hough et Robertson 2009). C'est en 1990, dans le Memorandum of Agreement (MOA) entre l'United States Army Corps of Engineers⁵¹ (USACE) et l'United States Environmental Protection Agency⁵² (USEPA), qu'est clarifiée la *mitigation hierarchy* à suivre pour les impacts sur les zones humides (Hough et Robertson 2009, USACE et USEPA 1990). Elle

⁴⁶ <http://www.assemblee-nationale.fr/14/projets/pl1847.asp>.

⁴⁷ Après passage en première lecture devant la commission du développement durable de l'Assemblée nationale le 26 Juin 2014. Le projet de loi continuera à être discuté dans les prochains mois.

⁴⁸ NEPA (National Environmental Policy Act) of 1969, Pub. L. No. 91-190, § 102, 83 Stat. 852 (1970) (codified as amended at 42 U.S.C. §§ 4321-4370a (1988)).

⁴⁹ Les étapes de minimisation, de rectification et de réduction ou d'élimination représentent différents degrés de réduction des impacts. Pour une action ayant un impact sur l'environnement, les impacts sont : minimisés en limitant le degré ou l'ampleur de l'action ; rectifiés en réparant, réhabilitant ou restaurant l'environnement affecté ; réduits ou éliminés dans le temps en mettant en place des opérations de préservation et d'entretien pendant la durée de vie de l'action.

⁵⁰ L'autre cadre juridique qui implique une séquence éviter-réduire-compenser est l'Endangered Species Act voté en 1973. Il concerne les espèces menacées.

⁵¹ Comparable au corps des Ponts Eaux et Forêts en France. Le Corps des Ingénieurs de l'Armée des Etats-Unis, en plus de ses missions en génie civil, est responsable de la mise en œuvre de la politique de compensation environnementale pour les zones humides. Ses agents sont entre autres responsables de l'instruction des dossiers de demande de permis fédéraux pour les impacts autorisés sur les zones humides sous juridiction fédérale.

⁵² Comparable au ministère en charge de l'écologie en France. L'agence de protection de l'environnement des Etats-Unis délègue la mise en œuvre de la politique de compensation environnementale pour les zones humides au service de protection de l'environnement, de chaque Etat (les Departments of Environmental Protection (DEP)).

comprend les étapes suivantes : éviter – minimiser – compenser (section 230.10 du MOA de 1990) ce qui correspond à notre séquence ERC en trois étapes.

La *mitigation hierarchy* a pendant longtemps été critiquée pour sa « non » application. En effet, elle a offert l'opportunité aux aménageurs d'avoir recours à la compensation sans chercher à éviter ou réduire les impacts en amont (Hough et Robertson 2009). Les agences en ne faisant pas appliquer cette séquence ont été en grande partie responsables du non-respect de cette séquence (GAO 2005). C'est un discours politique qui a finalement institutionnalisé la *mitigation hierarchy*. La « non perte nette » de zones humides était en effet un slogan du Vice-Président Georges H. W. Bush alors qu'il faisait campagne pour la présidence des Etats-Unis à la fin des années 80 (Hough et Robertson 2009). En 1989, quelques mois après son élection, il a officiellement lancé la politique de « non perte nette » de zones humides qui revêt alors une dimension plus politique que législative. La mention du *no net loss* apparaît dans les textes à partir du MOA de 1990 comme souligné plus haut: « The Corps will strive to avoid adverse impacts and offset unavoidable adverse impacts to existing aquatic resources, and for wetlands, will strive to achieve a goal of no overall net loss of values and functions. (...) it is recognized that no net loss of wetlands functions and values may not be achieved in each and every permit action. However, it remains a goal of the Section 404 regulatory program to contribute to the national goal of no overall net loss of the nation's remaining wetlands base. ».

La législation de la compensation écologique a continuellement évolué depuis le vote du CWA en 1972. Ce n'est que récemment, avec la « Règle Finale » de 2008 sur la compensation⁵³, que le cadre juridique a été stabilisé. La notion de *no net loss* y est reprise: « As such, compensatory mitigation is a critical tool in helping the federal government to meet the longstanding national goal of "no net loss" of wetland acreage and function.» (USACE et USEPA 2008 p. 19594). On remarque que la notion reste assez floue et sujette à interprétation même si les notions d'équivalence en surface et en fonction écologique apparaissent comme centrales. Ce sont les informations apportées sur l'utilisation de chaque type de compensation et les méthodes d'équivalence utilisées qui apportent les précisions nécessaires à son application. La *mitigation hierarchy* y est également réaffirmée: « The agencies agree that impacts must be first avoided and then minimized, and that compensatory mitigation should be used only for impacts that cannot be avoided or minimized » (USACE et USEPA 2008 p. 19596).

⁵³ USACE, EPA, 2008. Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources; Final Rule. In: Federal Register, 73 Fed. Reg. 70, 19593–19705, 242 p.

1.1.4 Le principe de compensation écologique remis en question

Le principe de compensation écologique ne fait pas l'unanimité et il est sujet à de nombreux débats de nature théorique, politique ou économique (Levrel et al. à paraître). Une déclaration internationale s'opposant au principe de compensation écologique (No to Biodiversity Offsetting! ⁵⁴) a été signée début 2014 par 162 signataires dont 9 sont des organisations françaises. En France, les opposants au projet d'aéroport de Notre-Dame-des-Landes en Loire-Atlantique ou encore au projet de barrage de Sivens dans le Tarn rejettent notamment les mesures compensatoires pour les zones humides proposées par les maîtres d'ouvrage. Le principe de « non perte nette » n'est en effet pas un objectif de pure conservation et il est peu probable qu'il mène à une absence totale de perte de biodiversité. La mise en œuvre de cette approche pratique et pragmatique dans un contexte de développement donne toute son importance au terme « nette » dans le terme « non perte nette ». On autorise des pertes à condition que celles-ci soient compensées par des gains afin qu'à une échelle donnée il n'y ait pas de perte nette (Hough et Robertson 2009). Selon Hough et Robertson (*ibid.*), cela entraîne un focus de toute la politique publique sur l'importance de l'étape de compensation.

Le principe même de compensation écologique, en tant qu'étape ultime de la séquence éviter-réduire-compenser, est aujourd'hui très discuté dans la littérature scientifique comme mentionné dans la section G de l'introduction (p. 30). Dans cette thèse, nous ne proposons pas d'analyse sur cette question. Nous formulons l'hypothèse qu'une demande réglementaire est à satisfaire et que la question de la compensation en tant que telle correspond avant tout à des choix de nature politique dépassant très largement le cadre de notre travail.

⁵⁴ <http://no-biodiversity-offsets.makenoise.org/>

1.2 Éléments généraux sur les formes organisationnelles pour la mise en œuvre de la compensation écologique

Nous présentons ici succinctement les trois outils de mise en œuvre de la compensation écologique abordés dans cette thèse, en les rapprochant des formes organisationnelles types présentées dans la section D de l'introduction.

1.2.1 Les permis individuels ou mesures compensatoires écologiques au cas par cas (Permittee Responsible Mitigation⁵⁵ (PRM))

La mise en œuvre de la compensation écologique s'est longtemps faite à travers la réalisation de mesures compensatoires écologiques dimensionnées au cas par cas pour chaque projet. Dans ce cadre, les compensations de chaque impact sont réalisées par le développeur lui-même. Les régulateurs doivent ainsi traiter avec chaque développeur de la mise en place d'une mesure compensatoire écologique (Figure 1.3). Les permis individuels correspondent à une forme organisationnelle hiérarchique comme définie dans la section D de l'introduction.

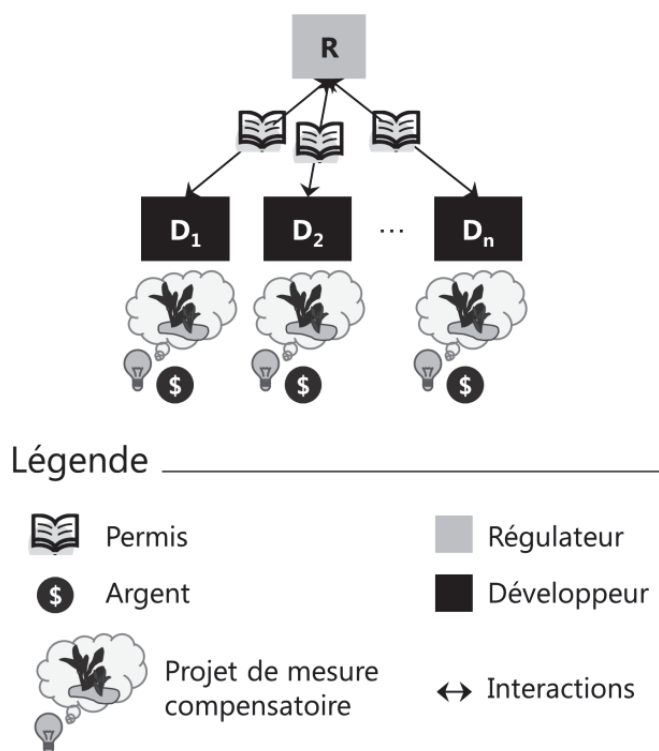


Figure 1.3 - Représentation schématique des permis individuels

⁵⁵ « Permittee-responsible mitigation means an aquatic resource restoration, establishment, enhancement, and/or preservation activity undertaken by the permittee (or an authorized agent or contractor) to provide compensatory mitigation for which the permittee retains full responsibility. » (USACE et USEPA 2008, § 332.2 p. 19672).

1.2.2 Les banques de compensation (mitigation bank⁵⁶)

Le principe d'une banque de compensation est de réaliser une mesure compensatoire écologique pour plusieurs impacts produits sur des zones humides. L'objectif est de produire des gains écologiques équivalents à l'ensemble des impacts générés par plusieurs projets de développement à travers une unique mesure compensatoire écologique menée sur une zone humide. La réalisation de la banque de compensation est portée par un acteur tiers qui n'est ni le développeur du projet impactant, ni le régulateur. Par un échange de crédits de compensation, la dette écologique des développeurs est compensée par les bénéfices écologiques réalisés par l'acteur tiers sous contrôle des régulateurs (Figure 1.4).

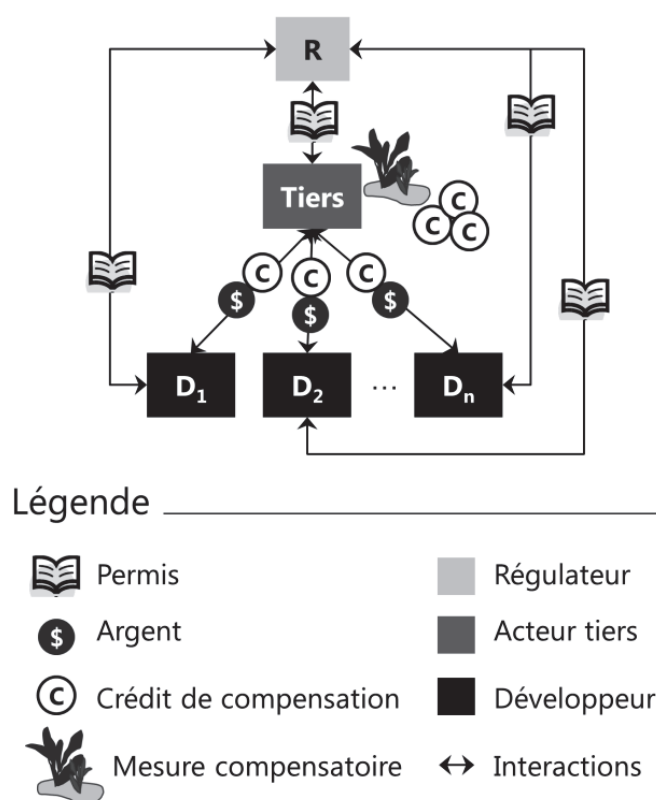


Figure 1.4 - Représentation schématique des banques de compensation

⁵⁶ « Mitigation bank means a site, or suite of sites, where resources (e.g., wetlands, streams, riparian areas) are restored, established, enhanced, and/or preserved for the purpose of providing compensatory mitigation for impacts authorized by DA permits. In general, a mitigation bank sells compensatory mitigation credits to permittees whose obligation to provide compensatory mitigation is then transferred to the mitigation bank sponsor. » (USACE et USEPA 2008, § 332.2 p. 19671).

1.2.3 Les rémunérations de remplacement ou fonds de compensation (In-Lieu Fee mitigation⁵⁷)

Les rémunérations de remplacement ou fonds de compensation consistent en des compensations financières versées à des acteurs tiers (des ONG ou agences d'Etat) pour la réalisation de mesures compensatoires écologiques (Figure 1.5).

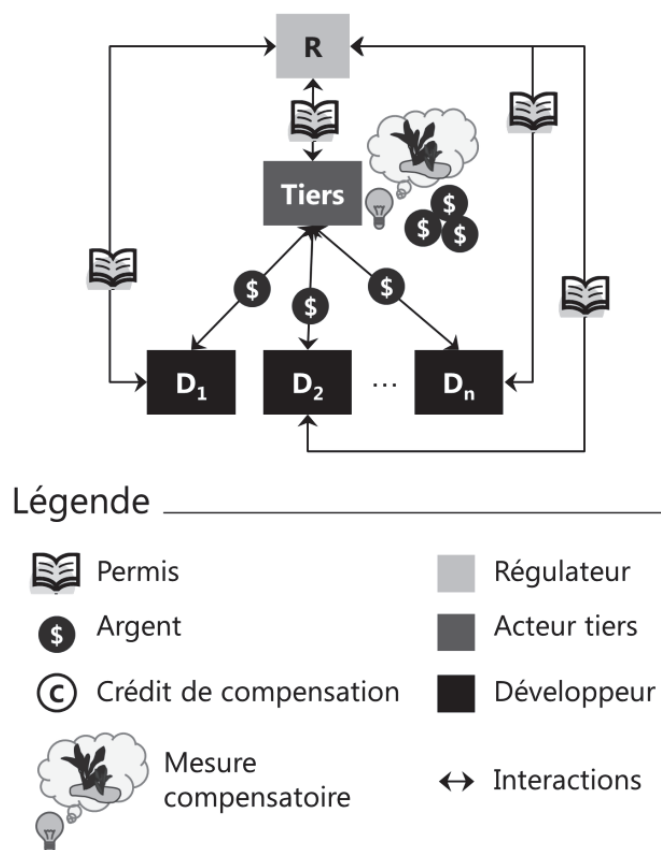


Figure 1.5 - Représentation schématique des rémunérations de remplacement

Nous ne détaillons pas cette forme organisationnelle dans la thèse car elle n'existe pas pour le moment en Europe et est peu développée aux Etats-Unis, en particulier en Floride.

⁵⁷ « In-lieu fee program means a program involving the restoration, establishment, enhancement, and/or preservation of aquatic resources through funds paid to a governmental or non-profit natural resources management entity to satisfy compensatory mitigation requirements for DA permits. Similar to a mitigation bank, an in-lieu fee program sells compensatory mitigation credits to permittees whose obligation to provide compensatory mitigation is then transferred to the in-lieu program sponsor. » (USACE et USEPA 2008, § 332.2 p. 19671).

Les mesures compensatoires écologiques au cas par cas : un système défaillant pour répondre à l'objectif de « non de perte nette » ?

Ce chapitre évalue les conséquences de la mise en œuvre de la compensation écologique par une forme hiérarchique en Europe dans le cadre des projets de parcs éoliens en mer (section 2.1) ; et aux Etats-Unis dans le cadre des projets impactant les zones humides (section 2.2). Il permet d'évaluer si les formes hiérarchiques sont adaptées pour réaliser des transactions dédiées aux mesures compensatoires pour la biodiversité.

2.1 Le cas des mesures compensatoires écologiques au cas par cas pour les projets éoliens en mer : état de l'art dans les pays d'Europe du Nord

Cette section fait l'objet d'un article paru en 2014 dans la revue *Marine Policy* :

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.

Abstract

The European Union's energy policy aims to increase the proportion of energy derived from renewable sources in Europe. Marine renewable energy, offshore wind energy especially, contributes to the renewable energy mix. Offshore wind farms appear to be clean, and are supported by governments and NGOs as a way to reduce the use of conventional energy resources and thus decrease greenhouse gas emissions. However, developing infrastructure in marine areas can impact marine ecosystems. European directives ask offshore wind farm developers to carry out an Environmental Impact Assessment (EIA) including a mitigation hierarchy, i.e. envisaging measures that would avoid, reduce, and if possible offset significant adverse effects on ecosystems and human activities. This paper reviews EIA reports from seven European countries and is focused on impacts on the open water marine environment. According to the reports, measures have been taken for avoiding and reducing impacts, so there should be no significant negative residual impacts and hence no need of offsets. But the mitigation hierarchy for ecological impacts seems to have been incompletely implemented, because it is unlikely that there are no significant residual impacts. The paper proposes some technical and ecological explanations, followed by some governance and social explanations, for the absence of biodiversity offsets.

Keywords: mitigation hierarchy; offshore wind farms; EIA.

2.1.1 Introduction

Directive 2009/28/EC⁵⁸ on renewable energy, signed by Member States of the EU in December 2010, sets a target of a 20% share of energy from renewable sources by 2020. Among types of marine renewable energy, cumulative offshore wind power capacity progressed from 0 MW in 1990 to 4995 MW at the end of 2012, and is targeted to reach more

⁵⁸ Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC.

than 32,200 MW in 2020 (EWEA 2013). This policy is strongly supported by governments and NGOs in order to reduce the use of conventional energy resources, thus decreasing greenhouse gas emissions to satisfy Kyoto protocol targets. Construction efforts are still needed and the amount of investment needed to reach this goal is clearly a challenge for the future.

At the same time, the exploration, construction, production, and decommissioning of infrastructures in marine areas all have temporary or permanent negative impacts on marine ecosystems: destruction of seabeds, disturbance of fish populations and marine mammals, collisions with seabirds or degradation of natural landscapes, for example. Studies and reports describing the impacts of offshore wind farms on the environment are numerous. The following is a brief review of the main ones. A much-cited grey literature report (Danish Energy Authority 2006) deals with the Horns Rev and Nysted farms, which were the biggest until 2010 (Appendix in section 2.1.7). Three other well-known documents, two co-produced by Danish developers and the state of Denmark (DONG Energy et al. 2006 and its update Danish Energy Agency 2013) and the other by the Danish Energy Authority alone (Danish Energy Authority 2005), present general information on the impacts of offshore wind farm projects on natural environment. During the 2009-2012 period, reports were produced by the Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS) and the Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM) about offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea (Degraer et al. 2009 to 2012). Under the Sixth Framework Program (2002–2006), the European Commission financed the Concerted Action for Offshore Wind Energy Deployment and published a description of the current state of offshore wind energy in Europe, dealing with environmental issues among other things (COD 2001, 2005a, 2005a, 2005c). In 2010 the IUCN published a report called “Greening Blue Energy: Identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of off shore renewable energy” (Wilhelmsson et al. 2010). A great deal of the scientific literature deals with specific environmental impacts or phases of the project; these are not cited in this paper. Some of them have offered a more general review of the impacts of marine renewable energies, e.g. (Boehlert and Gill 2010, Gill 2005, Inger et al. 2009), or of offshore wind farms, e.g. (Köller et al. 2006, Lindeboom et al. 2011) based on the relevant scientific literature.

The legal framework dealing with the environmental impact of offshore wind farms is the Environmental Impact Assessment (EIA) process (section 2.1). It requires developers to produce an EIA report outlining measures that would avoid, reduce and, if possible, offset significant adverse effects. In other words, they have to follow a mitigation hierarchy.

In 2003, Kristina Rundcrantz and Erik Skärbäck wrote an article about the EIA in several European countries, noting that “If compensation measures are proposed, described and analyzed in a good way in the EIA this will probably make it easier for the measures to be implemented in the project” (Rundcrantz and Skärbäck 2003). What is the situation now, ten years later?

Unfortunately, none of the documents cited above have covered in detail the information available in the EIA reports for offshore wind farms. Apparently, no recent article describes how the marine environment and biodiversity in open water are currently taken into account in European offshore wind farm development, nor how the mitigation hierarchy is being implemented. Feedback from countries where these projects began more than twenty years ago, with the Vindeby offshore wind farm built in Denmark in 1991, would be useful for other countries that expect soon to develop offshore wind farms. Today, offshore wind farms are only deployed in Northern European countries. This paper reviews the legal framework and the measures for avoiding or reducing the impact on marine ecosystems that have been proposed in the EIA reports. The discussion focuses on some measures that have been presented as biodiversity offsets and proposes a possible explanation of the absence of marine biodiversity offsets in open water.

Lastly, it is important to define precisely the concept of “biodiversity offset”. The definition used in this paper is: “Biodiversity offsets [are] conservation actions intended to compensate for the residual, unavoidable harm to biodiversity caused by development projects, so as to ensure no net loss of biodiversity. Before developers contemplate offsets, they should have first sought to avoid and minimise harm to biodiversity” (ten Kate et al. 2004). The term “compensatory measure” or “compensation measure” is often used. “Biodiversity offsets” corresponds to “ecological compensatory/compensation measures”; “mitigation” is a more general term that includes all the steps of the mitigation hierarchy (avoid, reduce, offset).

2.1.2 Materials and methods

The information sources on offshore marine renewable energy mainly used here are: the European Wind Energy Association, the various national Wind Energy Associations, and the websites Thewindpower.com and 4coffshore.com; additional data have been collected from each wind farm website. This paper presents an outline of the current situation as of August 2013.

2.1.2.1 Choice of sample

Usually marine renewable energy projects are divided into those “accepted,” “planned,” “under construction,” and “in production.” All the selected offshore wind farms for this paper are European fixed-bottom wind farms “in production” or “under construction”. The farms for which construction has not yet begun (some “under construction,” “planned,” and “accepted”) have not been selected because claims against the projects and construction delays may still prevent actual construction.

Table 2.1 - Number of fixed-bottom offshore wind farms in production and under construction in the European Union, by country, as of August 1st 2013

Country	Number of farms	
	<i>in production</i>	<i>under construction</i>
UK	15	4
Denmark	10	0
Sweden	4	1
Germany	2	8
Belgium	3	2
Netherlands	2	0
Ireland	1	0
Total	37	15

Some wind farms were considered as not relevant for this study for the three following reasons:

- Size: for small demonstration farms with fewer than 4 turbines the EIA process is almost never mandatory.
- Location: some nearshore farms can be considered as onshore because they are installed on artificial islands and often linked to the mainland by spits of land or bridges (e.g. the Rønland wind farm in Denmark). Some are installed in terrestrial areas or areas other than the open sea, such as freshwater lakes, estuaries, and harbors (e.g. the Irene Vorrink wind farm in The Netherlands).
- Technology: floating wind farms were not included because they are still at the prototype stage.

This left 52 fixed-bottom wind farms for study. On August 1st 2013, 37 farms are in production in Europe and 15 more are under construction (Table 2.1).

2.1.2.2 Data collected

Legal framework and obligations in Europe

Information has been gathered on how Member States have transposed and enforced the EIA directive for offshore wind farms, and on national laws (where these exist) covering offshore wind farms and the mitigation hierarchy. The main source used for information on national legal frameworks is the European Commission website. Members of the EIA/SEA Expert Group of the European Commission have been contacted. The paper mainly focuses on the transposition of the EIA Directive into national law, and does not describe the complete administrative and legal framework for offshore wind farms.

Description of potential impacts on marine ecosystems and related mitigation measures in EIA reports

Studying the EIA reports appeared to be the most appropriate and effective way to collect information about the measures for avoiding, reducing, or offsetting impacts. According to EU legislation, the EIA reports have to be made available in the public domain. In some countries such as the UK, Denmark, and Belgium the main sections of the EIA reports were readily accessible on the websites of wind farm projects, government institutions, and local authorities. In contrast, countries such as Germany and Sweden do not put all their EIA reports online. In this case, requests were sent to researchers working on these topics, wind farm developer employees, and government employees. Different languages are used in these reports, although many recent ones have at least a summary of the EIA or a non-technical summary translated into British English. Only one developer with an EIA report refused to share it.

Out of the 52 offshore wind farms studied, 34 complete reports were collected (27 found online and 7 acquired in response to a request). Ten partial reports were collected (summary of the EIA, non-technical summary, or the project approval). However, 8 reports were not found, mostly because hardcopy versions of the report exist in the archives of the relevant ministries, but copies could not be provided (older projects, implemented before 2003). For details, see the Appendix (section 2.1.7).

Information about the most frequently described impacts and measures for avoiding, reducing, or offsetting impacts during the construction, operation, and decommissioning phases has been extracted from the EIA reports and presented in Electronic Appendices 1

and 2⁵⁹. The focus is especially on identifying biodiversity impacts and measures on the offshore environment (EIA reports, almost purely British ones, also deal with the onshore environment). The descriptions of impacts and related measures from the EIA reports have been summarized in section 2.1.3.2.

2.1.3 Results

2.1.3.1 Legal framework and obligations in Europe

The directive 2011/92/EU⁶⁰, which is the codification of the directive 85/337/EEC⁶¹ and its two amendments (97/11/EC⁶² and 2003/35/EC⁶³), specifies that

- For the projects listed in Annex I, an EIA is mandatory for all the Member States.
- For the projects listed in Annex II, the Member States have to determine, either through a case-by-case examination or through thresholds or criteria set by the member state, whether an EIA is mandatory. They also can transfer projects from Annex II to Annex I.

Offshore wind farms are specifically mentioned in Annex II (the term “wind farms” appears in Annex II with the 97/11/EC amendment). Member States have defined thresholds and criteria to determine if an EIA is mandatory for offshore wind power projects (Table 2.2).

⁵⁹ Electronic Appendices 1 and 2 are available from the Science Direct page of this article.

⁶⁰ The Directive 2011/92/EU of the European Parliament and of the Council of 13 December 2011 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment.

⁶¹ The Council Directive 85/337/EEC of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment.

⁶² The Council Directive 97/11/EC of 3 March 1997 amending Directive 85/337/EEC on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment.

⁶³ The Directive 2003/35/EC of the European Parliament and of the Council of 26 May 2003 providing for public participation in respect of the drawing up of certain plans and programs relating to the environment and amending with regard to public participation and access to justice Council Directives 85/337/EEC and 96/61/EC.

Table 2.2 - Thresholds and criteria for wind farms in the seven Member States studied (source: national law texts and European Commission 2003)

Country	Thresholds and criteria
United Kingdom	Indicative threshold: ≥ 5 turbines or > 5 MW capacity (case-by-case examination above this threshold) Exclusive threshold: ≤ 2 turbines and hub height or height of any other structure < 15 m When an offshore wind farm capacity is more than 100 MW and is (a) in waters in or adjacent to England or Wales up to the seaward limits of the territorial sea, or (b) in a Renewable Energy Zone, except any part of a Renewable Energy Zone in relation to which the Scottish Ministers have functions, a Development Consent Order (DCO) from the Infrastructure Planning Commission is required
Denmark	Mandatory threshold: > 80 m height or ≥ 3 turbines Below this threshold: case-by-case examination
Sweden	Mandatory threshold: > 10 MW capacity and ≥ 3 turbines
Germany	Mandatory threshold: ≥ 35 m height or ≥ 10 MW capacity and ≥ 20 turbines Additional indicative threshold: ≥ 35 m height or ≥ 10 MW capacity and ≥ 6 to 19 turbines (3 to 5 turbines in sensitive areas)
Belgium	<i>Wallonia:</i> Mandatory threshold: ≥ 7 MW capacity Below this threshold: EIA is not required <i>Other regions:</i> nc
Netherlands	Indicative threshold: > 10 MW capacity or ≥ 10 turbines Above the threshold: case-by-case examination Below the threshold: EIA is not required
Ireland	Mandatory threshold: > 5 MW or ≥ 5 turbines But a case by case examination can be required if the Competent Authority considers that significant environmental effects are likely

Some Member States already had EIA legislation in place; all the Member States had to transpose Directive 85/337/EEC before March 7th 1988. Sweden and Finland joined the European Union in 1995, so had to transpose it before January 1st 1995. However, some Member States delayed transposition, or included offshore wind farms in national legislation later on. For instance, in Finland wind farms were only taken into account in 2011 in a decree⁶⁴ that states that wind farms fall under the EIA law (1) when the farm is composed of

⁶⁴ (359/2011) Valtioneuvoston asetus ympäristövaikutusten arviointimenettelystä annetun valtioneuvoston asetuksen 6 §:n muuttamisesta [in Finnish and Swedish only]. Legal act: Valtioneuvoston asetus, Number: 359/2011; Official Journal: Suomen Saadoskokoelma (SK), Number: 359/2011, Publication date: 21/04/2011, came into force: 01/06/2011. The paragraph about wind farms is 6 § 7(e).

ten or more wind turbines or (2) when the total power is at least 30 MW. The EIA was thus not mandatory for the only offshore wind farm in Finland, built in 2008. Lastly, some Member States did not meet the requirements of the directive fully and had to answer to the European Commission. For example, in a decision of June 28th 2006, the European Commission gave formal notice to the Belgian authorities with “Impact – Non-conform transposition of the EIA Directive” (case 2006/2269⁶⁵). The European Commission decision of October 16th 2008 issued a reasoned opinion because the Belgian authorities did not respond correctly to the formal notice.

Some Member States have adjusted the legal framework to make it more flexible by establishing national laws that facilitate the further development of offshore wind farms. In Germany, an EIA is mandatory for offshore wind farms (Environmental Impact Assessment Act⁶⁶). According to paragraph 17 (10) of the Act on Nature Conservation and Landscape Management⁶⁷, developers must accept the obligation to compensate for environmental impacts. Article 15 describes the compensation obligation. But paragraph 56 (2) specifies that offshore wind farms located in the Exclusive Economic Zone (EEZ) which receive building permits before January 1st 2017 are not affected by article 15. Consequently, biodiversity offsets for offshore wind farms in the EEZ are not mandatory for the moment in Germany.

Legislation about potential impacts on Natura 2000 zones consists of the Birds Directive⁶⁸ and the Habitats Directive⁶⁹ that Member States must transpose into national law. If a site is part of the Natura 2000 network, developers have to make an appropriate assessment of the implications for the site. If negative impacts with no alternatives are identified, “the Member State shall take all compensatory measures necessary to ensure that the overall coherence of Natura 2000 is protected” (Article 6.4 of the Habitats Directive).

2.1.3.2 Description of the main potential impacts on marine ecosystems and related mitigation measures in the EIA reports

Of the different phases of a wind farm project, the exploration phase is hardly ever addressed, the construction and operation phases are always presented, and the decommissioning phase

⁶⁵ http://ec.europa.eu/eu_law/infringements/infringements_decisions_en.htm.

⁶⁶ Environmental Impact Assessment Act [Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung – UVPG] as published in the announcement of September 5th 2001 (BGBl. I p. 2350).

⁶⁷ Act on Nature Conservation and Landscape Management (Federal Nature Conservation Act – BNatSchG) of 29 July 2009.

⁶⁸ Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds (codified version of Directive 79/409/EEC as amended).

⁶⁹ Habitats Directive: Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.

is almost always discussed though more briefly. The environmental topics discussed include soil, water, benthos, fish, birds, and marine mammals.

Construction phase

During the construction phase, impacts in the wind farm area and the immediate surroundings are expected to be more numerous and intense but of a shorter duration than the impacts during the operation phase. The impacts are described as minor during the construction phase, except for the destruction of seabed and benthos when turbines are installed. The main impacts described are listed in Electronic Appendix 1 along with the related measures proposed for avoiding or reducing them, and the explanations given by the developers.

Seabed and benthos

The seabed is compacted and made denser by the construction work. The benthos (invertebrates like worms and shellfish), seagrass (if any), and species living on the bed (e.g. starfish, crabs) are affected when the seabed is dredged before digging into it and during the cable installation that links offshore turbines to onshore substations. Turbidity and material from stirred-up sediment can impact the benthos and filter feeders (the filter system of filter feeders is locked).

In 15 of the reports, the loss of seabed corresponding to the land use of piles (and scour protection when needed) is often considered negligible in comparison with the size of the seabed as a whole and the surface area of the wind farms. Additionally, 16 reports note that there are not many species in these sandy areas or that the species are not threatened. Most of the farms (20) claim that the benthos is resilient: seagrass recovers after a few years and there is a rapid recolonization and migration of animals from surrounding areas. In 7 of the reports, some species are described as being used to a changing dynamic environment and to high turbidity (e.g. polychaete worms and crustaceans). However, one reduction measure proposed in 10 reports is the use of a plough instead of water jetting for the cable installation, because it affects a smaller surface area and amount of sediment and keeps turbidity to a minimum. Five reports suggest that the reef effect around turbines is a positive outcome that offsets the loss of seabed. The reef effect is the creation of an artificial reef leading to an increase of biodiversity (Wilhelmsson et al. 2010, Lindeboom et al. 2011, Wilson et al. 2010, Andersson et al. 2009, Wilson and Elliott 2009).

Fish

Turbidity and material from stirred-up sediment can impact fish. Suspended particles increase turbidity and reduce light penetration, and in consequence photosynthesis decreases

and the trophic chain balance is broken. Underwater noise and vibration result from dredging and pile-driving: fish are disturbed and can be injured (hearing damage, death, distorted behavior). Developers claim that these impacts are minor and temporary and vary from species to species. Some migratory fish may be disturbed.

Most of the reports say that fish usually avoid the site during construction work. Eleven of the reports propose to avoid important stages in the fish life-cycle (mostly spawning). In 17 of the reports an acoustic startle system and/or soft start procedure during pile-driving are recommended to drive fish out of the construction zone, meaning that they are not impacted by turbidity, noise, etc. In 14 reports it is claimed that this measure can frighten fish but that they usually come back to the site when construction is finished.

Marine mammals

Noise and vibration can affect marine mammals' health if they are on the site (hearing damage). Moreover, because fish are also leaving the site, food resources for marine mammals can decrease temporarily.

Most of the reports note that marine mammals usually avoid the site during construction work. Thirteen reports propose avoiding periods of high frequentation by marine mammals (breeding and molting) or limiting disturbance when mammals are present. A Marine Mammals Observer can be used to determine if activity must be temporarily halted because of the presence of marine mammals. In 24 of the reports an acoustic startle system and/or a soft start procedure during pile-driving are recommended to drive marine mammals out of the construction zone. At least 5 reports propose the use of an air bubble curtain so that animals will not be impacted by noise and vibration. Nineteen reports note that this measure can frighten marine mammals but that they usually return fairly quickly after the construction work (even between pile-driving sessions) because they become accustomed to it. The noise and vibration are also quite comparable to existing activity in the region (marine traffic, dredging, oil platforms, etc.) according to at least 4 reports. Lastly, for 7 farms in the United Kingdom, marine mammals are said to be not very numerous, so there should be no significant impact in their case.

Birds: Resting, foraging, and migration

The distinction between foraging and migrating birds is not made systematically. However, it should not be expected that different species will have the same reaction to construction work. Birds may be disturbed by the presence of vessels involved in construction activity (noise, vibration, lighting), with avoidance of the site as the main result. Some reports note a barrier effect and collision risk even during the construction phase.

There are 29 reports that propose avoiding periods of high frequentation by birds on the site. However, 4 reports note that sediments that are stirred up or other disturbance of the fish might be a significant factor in the availability of food resources. If major impacts emerge during the construction phase, 2 Belgian developers propose creating or extending protection zones for birds, though this would be on shore. Lastly, 11 farms report that birds are not very numerous so there should be no significant impact in their case.

Operation phase

Compared to the construction phase, the impacts in the operation phase will be permanent over the entire lifetime of the wind farm, but they are very localized and limited. However, maintenance activity can temporarily impact the marine environment. The main impacts reported are listed in Electronic Appendix 2 with the related measures proposed for avoiding and reducing them; and explanations given by the developers.

Seabed and benthos

1/ Changes in the location of turbines:

The soft bottom is transformed to hard bottom due to the installation of the foundations and piles for the turbines. This impact is mostly not seen as negative (artificial reef). Few farms mention the risk of disturbing natural habitats and introducing invasive species.

No mitigation measures are proposed. This reef effect, noted in 39 reports, is identified as positive because biodiversity and habitat complexity are expected to increase. Small plants, common mussels, and other marine life colonize this new substrate and attract fish.

2/ Changes around turbines:

There is a risk of scouring around the base of the turbines due to very local hydrodynamic changes. Hydro-sedimentological regimes can be locally disturbed, but there are never any significant changes farther away from the turbines and their scour protections. This effect is found around transportation cables according to 5 reports. There are no significant effects on the total sediment movement already associated with the sandbanks.

Scour protections, such as large rocks, installed around the foundations of the turbines limit the sand transportation close to the turbines to a minimum and reduce the effect of sediment erosion (claimed in 35 reports). Moreover, the scour protections are said to act like artificial reefs (in 8 reports), which is identified as a positive effect. Reports highlight some particular features that enhance the reef effect: Arklow Bank (Ireland) proposes using the artificial reef as a criterion of development if gravity foundations are chosen; Prinses Amalia (Netherlands) proposes to install scour protections with caves in the top layer so that crustaceans (edible

crab and perhaps North Sea lobster) and fish (eel) can be established; Gunfleet Sands and West of Duddon Sands (UK) plan to use frond mats as an anti-scour solution that would also be colonized; London Array (UK) proposed varying sizes of rock.

Fish

Underwater noise and vibration from the turbine rotors disturb fish. They can also be sensitive to the electromagnetic field generated by the cables. These two impacts are not well described at the moment but may represent a health risk for fish and will probably lead them to avoid offshore wind farms. The impact is likely to vary depending on the species, and some migratory fish may be disturbed.

In 11 reports it is claimed that fish will get accustomed to noise and vibration. In 19 reports, the reef effect is expected to benefit the fish by providing them with more food resources: they are attracted by the colonized turbine piles and scour foundations (this is called the “fish aggregating device effect” in some reports). A ban on fishing is proposed around at least 16 wind farms, which ought to create a reserve effect on fish populations. The reserve effect is the protection of a zone by prohibiting extracting activities like fishing (Inger et al. 2009). Generally, very little is known about the impact of electromagnetic fields. Twelve reports from British wind farms propose to bury, insulate, or armor the cables so as to reduce the magnitude of their electromagnetic field.

Marine mammals

Noise, vibration, and the presence of the turbines may disturb marine mammals (who also use sounds to communicate) and make them avoid the site. Marine mammals can also be sensitive to the electromagnetic field generated by the cables.

Few mitigation measures are proposed but “positive” impacts are underlined. The reef effect is expected to provide more food resources for marine mammals (more fish are attracted) according to 17 reports. According to 3 reports, some may even be attracted to the site by curiosity or because they benefit from a place offering food, rest, and refuge. Generally, very little is known about the impact of electromagnetic fields. Mitigation measures that would reduce the electromagnetic field, like those for fish, are proposed in only 2 reports.

Birds: Resting, foraging, and migration

The distinction between foraging and migrating birds is not made systematically. It can be expected that birds will be disturbed by the presence of the turbines. Birds will probably avoid a site that had been useful for resting or foraging, especially when the wind turbines are rotating. The barrier effect results in a shift of the flight path to avoid the farm, as though it was a barrier. There is a collision risk with the wind turbines that can injure or kill the birds,

the risk being greatest during poor visibility periods (night, fog, or bad weather). Legally required lighting for ship and plane safety may attract birds to the wind farms and increase the collision risk.

The reef effect and the reserve effect are expected to provide more food resources for birds (e.g. fish and mussels) according to 13 reports. In order to reduce collision risk, 6 reports propose stopping the turbines during migration and/or bad weather, and 8 others propose reducing the amount of lighting (while still remaining within regulatory levels for aviation and navigational requirements) since it may attract birds, especially land birds. In contrast, 2 farms mentioned the use of lighting as a way to make the turbines more visible. Positioning the turbines in different patterns (in groups, rows) or taking account of the prevailing wind and bird flight paths in order to minimize the barrier effect is discussed in 7 reports; however, this belongs in the design phase. Some mitigation measures are not yet planned but would be discussed if significant impacts are detected during the operation phase.

Decommissioning phase

To date no farms in Europe have actually reached the decommissioning phase, but some negative impacts can be expected to occur during it. These are described as similar to the impacts occurring during the construction phase. Moreover, the complete removal of piles, scour protections, and cables might have an adverse impact, as new habitats associated with these underwater structures would be lost, resulting in less diversity. However, some EIA reports describe plans to retain the foundations of the turbines and to leave the buried cables in place to avoid this loss of artificial habitat.

Some reports note that the section on decommissioning is less developed because this will occur after the lifetime of the project. By then, knowledge and techniques should be improved, and the best solutions available at that time will be adopted.

Principal observations

The main result of the present study is that European offshore wind farm developers have not implemented ecological offsets for offshore impacts: developers argue that ecological offsets are not necessary because residual impacts are non-significant. Some measures presented as biodiversity offsets are questionable (section 2.1.4.1.), such as onshore measures or measures not directly linked to the wind farm impacts, positive effects of the wind farm on marine environment, and monitoring reports. At least one report (Prinses Amalia wind farm in the Netherlands) raised the possibility of monetary mitigation measures; here the lack of equivalency is clear.

In the reports, potential avoiding, reducing, or offsetting measures are grouped together as mitigation measures and not broken down. These mitigation measures are usually proposed in the sections describing the impacts, but in a minority of cases presented separately at the end of the report. Developers often describe environmental impacts without being sure of their intensity or the real effect on the flora and fauna. Impacts are described in varying degrees of detail, by genus or by species. When impacts are described by species, Electronic Appendices 1 and 2 do not go into detail unless there is a focus on a particularly affected species. Some reports present different scenarios for impacts, with a best-case scenario but also a worst-case scenario, in which the effect on the ecosystem is greatest. When decisions are still to be made (on turbine foundations, for instance), the various possible consequences for marine ecosystems are also presented, and the developer identifies the most likely scenario and decision, with related economic, technical, and ecological criteria.

Developers generally address the potential cumulative impacts of multiple wind farms adjacent to each other (35 of the 44 reports) and of multiple turbines in a single array (10 of the 44 reports). These impacts mainly concern avifauna and seabed movement. Since few cases of wind farms positioned very close together exist, and impacts are almost inevitable at the turbine level, developers soon draw the conclusion that wind farms and turbines are spaced far enough apart to be considered as independent units. For 31 reports, as with the impacts described in section 2.1.3.2, the predicted impacts are said to be negligible to minor. Ten reports also emphasize that they do not have enough knowledge to predict cumulative impacts during the construction phase of their wind farms at the same time as another wind farm or other marine project, so they usually plan to schedule their construction to avoid this situation.

There are three possible situations presented in the EIA reports:

- 1/ No impact or non-significant impact: generally no measures are proposed, though sometimes a justification is given.
- 2/ Significant negative impact: usually seen as very low to moderate and geographically limited.

Either a justification is given or mitigation measures are proposed (these measures would transform the significant negative impact into a low or non-significant one):

- Scheduling: avoid sensitive periods for marine ecosystems or reduce construction and maintenance work during these periods.
- Location planning.

- Other ad hoc mitigation measures are proposed to deal with a specific probable impact: for instance, scour protections limit the erosion around the piles of the turbines and the cables.

3/ Significant positive impact (most often reef or reserve effect): this is mentioned in order to counterbalance a specific negative significant impact or more generally to offset negative residual impacts.

The justifications offered in cases 1/ and 2/ are technical and ecological explanations. Table 2.3 presents a count of these explanations in the EIA reports that are also discussed in section 2.1.4.3. The two most common explanations are that the significance and the magnitude of the impact are low and/or acceptable (40/44) and that positive impacts are greater than negative ones (42/44). The reef effect is always presented as an offset for a great number of negative impacts, such as the transformation of a soft bottom into a hard bottom and the disturbance of fish, marine mammals, and birds.

Table 2.3 - Occurrence of technical and ecological explanations of the absence of biodiversity offsets in the EIA reports

Technical and ecological explanations of the absence of biodiversity offsets	Number of EIA reports using these justifications (on the 44 collected reports)
No significant negative residual impacts	40
Positive impacts greater than negative impacts	42 (reef effect (42), reserve effect (18), more food resource (13), other (6))
Negative impacts could be worse than other activities	23
The resilience theory	21
Poor knowledge of the marine environment	22
Unknown or expensive techniques for marine ecological offsets	These arguments are almost never included in the EIA reports probably for strategic reasons

More generally, the introductions and conclusions of the reports stress that offshore wind power plays a significant role in reducing greenhouse gas emissions and providing direct economic benefits to local communities. The fact that offshore wind power development, by displacing fossil fuels, could reduce the impact of climate change on marine mammals, fish, and sea birds, for instance by mitigating ocean acidification, is hardly ever mentioned.

A minority of EIA reports include the geographic location planning discussed during the design phase of the project, in which the siting of the farm is decided. This is the first step in avoiding impacts and thus implementing the start of the mitigation hierarchy (Danish Energy

Authority 2006, COD 2005a, Punt et al. 2009). This might explain why the reports list more measures for reducing impacts than avoiding them. Developers avoid sensitive areas of high biodiversity, richness, or abundance, or protected areas like Natura 2000 zones, SPAs (Special Protection Areas), and Ramsar sites. For instance, to avoid the barrier effect and collision risk, development zones are chosen away from flyways. The only elements of location planning frequently discussed in the reports are alternative cable routes and the micro-siting of turbines in cases where developers seek to locate each individual turbine appropriately on the site.

2.1.4 Discussion

2.1.4.1 Measures presented as biodiversity offsets

Some measures for offsetting environmental residual impacts are presented in the EIA reports, but their equivalency and appropriateness need to be examined.

First, some onshore measures are proposed to offset offshore impacts. For instance, the Netherlands government asked the Egmond aan Zee offshore wind farm (Netherlands) for a “compensation plan for nature value” in order to offset the possible impact on the marine environment, in response to two appeals brought by an environmental association and an association protesting against the farm. The cost of the plan represented 0.2% of the total cost of the project. The six proposed measures were:

1. Expansion of De Putten bird reserve for coastal and migratory birds.
2. Fund for the benefit of (migratory) birds and marine organisms.
3. Decontaminating a former transmitting station for the benefit of the dune landscape.
4. Nature restoration of wet dune valley near Diederik parking lot at Egmond-Binnen.
5. A documentary film on nature and marine reserves in the North Sea to emphasize the beauty of the sea.
6. Support for initiative for fishing for litter.

There is a problem of equivalency here. Onshore measures are proposed for offshore impacts, and land-based, even coastal, functions are not the same as marine ones. Some measures address impacts other than those of the wind farm project.

Second, developers present positive impacts as offsetting the negative residual impacts of the farms. However, neither the amount of loss of ecosystem functions due to negative impacts nor the amount of gain of ecosystem functions due to positive impacts is estimated. These “measures” are not calculated and implemented to offset the impact; they are “consequences” rather than real measures. For example, the Middelgrunden EIA report (Denmark) notes that

the operation phase of the farm will disturb resting and foraging birds and will force them to keep at a distance from the turbines for resting and foraging. It then claims that this negative impact can be counterbalanced by a positive one: mollusks growing on the foundations will supply food, for example for diving ducks. The equivalency here is too weak. The impacted birds will not come around the farm any longer, and the compensated birds belong only to some species (diving ducks). Moreover, it is still a matter of debate whether the reef effect or the reserve effect are truly positive. Lastly, whether the impact is positive or negative is a question of interpretation or of perception (Boehlert and Gill 2010), especially in the case of unknown, not properly explained, or not monitored impacts. The precautionary principle is hardly ever mentioned in the EIA reports.

Third, when impacts are little known or unknown, some developers propose monitoring as a biodiversity offset. Monitoring may well have an indirect positive effect on the environment by improving scientific knowledge of it. However, it is not an offset, because impact still occurs. Monitoring is necessary, but ought not to be presented as a biodiversity offset.

2.1.4.2 Different assessments of the impacts

There are some differences between the assessments of the impacts collected in the EIA reports and those listed in the grey and scientific literature. EIA reports are likely to be less alarming than grey and scientific literature; one might ask whether developers tend to highlight the positive effect of offshore wind farms for strategic reasons. The grey and scientific literature does seem to be more alarming: negative impacts are mentioned and it seems less certain that they are non-significant. Moreover, they indicate that they have only recorded observations over the short term, insufficient to support all the desired conclusions, and that observations in one location cannot be directly extrapolated to estimate environmental impacts in other locations. They also admit that the scientific and social thresholds of significance relative to the endangering of the marine environment are very difficult to define (Köller et al. 2006).

The reef effect can be offered as an example of the differences between these two sources of information:

- In the EIA reports the reef effect is almost always presented as positive and expected to offset a great number of negative impacts such as the transformation of a soft bottom into a hard bottom and the disturbance of fish, marine mammals, and birds.
- In the grey and scientific literature, the reef effect is discussed at more length and some of the EIA reports' conclusions are not drawn. Some researchers, for instance, note that even if an artificial reef acts as a fish aggregating device, it can also cause a shift in the equilibrium of the ecosystem due to the replacement of a soft substrate by a hard one (Bortone et al. 2011, Spieler et al. 2001, Thanner et al. 2006). Artificial reefs (piles and foundations) are not the same size or shape as natural reefs (Krone et al. 2013) and are not aimed at specific ecological restoration. These foundations may not be suitable for the local flora and fauna, especially in the case of soft bottom species as opposed to hard bottom species. A change of pressure inside an ecosystem could, for example, encourage reproduction of opportunistic (native or alien) and potentially invasive species (Sheehy and Vik 2006). The food chain can be disturbed and predators attracted (Köller et al. 2006).

2.1.4.3 Possible explanations for the absence of biodiversity offsets

Some hypotheses may be suggested to explain why marine biodiversity offsets are not required or not enforced in offshore wind farm deployment projects.

Technical and ecological explanations of the absence of biodiversity offsets

No significant negative residual impacts

Residual impacts are not significant because measures for avoiding or reducing environmental offshore impacts have been efficient. In this case ecological offset is unnecessary. This is the main reason put forward in the EIA reports. One research paper claims that offshore wind farm development is not benign for the marine environment but that the impacts are minor and can be mitigated through good siting practices (Wilson et al. 2010). Another paper notes this consensus in the EIA reports, suggesting that potential negative effects should be predictable and even that many are likely to be minimal or not occur at all (e.g. (Elliott 2002)).

Positive impacts greater than negative impacts

The second reason put forward by the EIA reports is that positive impacts exceed negative ones. The questions of efficiency and equivalency were discussed in section 2.1.4.1. Opinion is divided on whether the various positive impacts claimed in the EIA reports do in fact have a positive impact on marine ecosystems, as this can be a matter of interpretation (e.g. different criteria are used according to countries) or perception (Boehlert and Gill 2010). “The positive and negative impacts on the marine environment will certainly interact in complex and unpredictable ways” (Inger et al. 2009). Another question is: Do wind farm companies give too many “marginal” impacts the benefit of the doubt, so as to over-report the number of positive ones?

Negative impacts could be worse than other activities

Impacts are often compared to other worse impacts of human activities on the environment. For instance, even if offshore wind farms are injurious to marine ecosystems, this may be less severe than biofuels production or biomass use (Nilsson and Persson 2012) or other human uses of the sea such as trawling (Horns Rev 1, Denmark). Some reports also compare construction work, for instance, to disturbance from natural processes such as storm and flood events (e.g. the London Array wind farm in the UK). One EIA report described what would be the effect on the marine environment if the offshore wind farm was not present, for instance describing the effects of global climate change on marine mammals (also the London Array).

The resilience theory

The resilience of the marine environment is substantial (Jones and Schmitz 2009): species recolonize quickly. Some reports argue that weak and limited impacts do not overstep the limits of natural marine dynamics (Egmond aan Zee EIA report). This argument is often put forward to make the few minor negative impacts identified by the EIA reports seem less alarming. But resilience alone is not sufficient and is not the same as the compensation principle. Compensating the negative impacts of human project development cannot be left to nature alone. Also, sensitive habitats and species may not be particularly resilient.

Poor knowledge of the marine environment

Residual impacts may not be described because of poor knowledge of the marine environment (Inger et al. 2009, Köller et al. 2006, European Environment Agency 2009). Even if many studies describe the impacts of offshore wind farms on the environment, the real impacts of the farms on the destruction of ecosystems or on the potential for creating artificial reefs are not clear (Boehlert and Gill 2010, Inger et al. 2009, Burkhard et al. 2011).

Unknown or expensive techniques for marine ecological offsets

The technical feasibility of implementing ecological offsets in the marine environment seems to be low, and the mean costs of ecological offsets in the marine environment are too high for the moment, particularly for deep sea areas (Van Dover et al. 2014). This is mainly because the knowledge of the marine environment is poor and also because few resources seem to have been devoted to establishing ecological equivalencies in that environment. Developers decide to concentrate on known measures for avoiding and reducing impacts or else to abandon the project.

Governance and social explanations of the absence of biodiversity offsets

Reduction or simplification of legal obligations

Compensation of residual impacts is not mandatory for some Member States who adjusted their legal framework to make it more flexible or who transposed the European Directive with delays (section 2.1). In the German case, this might be due to the political goal of eliminating nuclear energy. In this context, the reduction of the legal obligations might be seen as a way to facilitate the energy transition. The compensation of residual impacts was temporarily not mandatory for some Member States who completely transposed the EIA Directive but with delays, as in the case of Finland where offshore wind farms were not under the jurisdiction of the EIA law until 2011 (section 2.1).

Deficiencies of EU support policies

Support policies are not clear or do not provide operational guidelines for implementing compensation, in particular with respect to quantitative guidelines (Burgin 2008). Bruce McKenney (2010) notes the need to establish “a clear and defensible process for determining when offsets are an appropriate tool in conformance with the mitigation hierarchy, and when offsets should be rejected in favor of more intensive efforts at steps higher up in the mitigation hierarchy (avoid and minimize).”

Absence of stakeholders in charge of the defense of natural interests

Regarding power relationships, a stakeholder in charge of the defense of the marine ecosystems that will be impacted is lacking, and it is necessary to go beyond environmental studies in governance (Hertin et al. 2009). For instance, in the case of the Egmond aan Zee demonstration farm, those who spearheaded the implementation of a compensation plan were an environmental association and an association protesting against the project. More frequent claims by associations defending the marine environment might help to take better account of the interests of nature. However, Wolsink (2010) points out that not all the stakeholders get a hearing during the EIA process. It is possible that the opinions of stakeholders defending the marine environment are hardly ever heard or taken into account.

No perception of underwater impact by the public

The public may not be aware of the underwater impact of offshore wind farms. Many articles deal with the perception of the above-water impact of offshore wind farms, e.g. (Wolsink 2007, Ladenburg 2009, Gee and Burkhard 2010, Westerberg et al. 2013), but few articles deal with the perception of underwater impact. Gee and Burkhard (Gee and Burkhard 2010) produced an overview of the main arguments raised in opposition to offshore wind farms: their findings showed that the argument primarily raised against offshore wind farms (and often the only one raised) is the fear of negative visual impact above the water.

Trade-off between GHG reduction policy and biodiversity conservation policy

Impacts are acceptable. It can be argued that each project development has impacts but the reason the project is implemented outweighs them. It seems that governments and NGOs, facing a trade-off, decided to support the greenhouse gas reduction policy rather than the biodiversity conservation policy (Green and Vasilakos 2011, Jackson 2011). However, the slowing of climate change and hence reduction of ocean acidification, for instance, could lead to the achievement of some biodiversity conservation aims (Parmesan 2006). If there is a risk of environmental damage due to an overly lax environmental assessment, there is also a risk of slowing down the development of the renewable energy technologies that seem to be necessary to decrease our consumption of conventional energy (Boehlert and Gill 2010). Indeed, with a real need to ensure 20% renewable energy in Europe, it is difficult to oppose this push for “clean” energy and make a persuasive case for the marine environment. Efforts should be devoted to meeting this European standard of 20% with minimal environmental damage.

2.1.5 Conclusion and recommendations

The present paper is the only recent scientific study that offers an exhaustive review of offshore wind farm EIA reports. Grey literature about measures taken to deal with the impact of offshore wind farms (or marine renewable energy in general) on the marine environment does exist, but is often general or not exhaustive (studying only a couple of countries, for instance). The scientific literature usually addresses specific impacts, environmental topics, or phases of projects. More general scientific studies address the effect of offshore renewable energy on marine ecosystems, while some are specific to offshore wind farms but are not exhaustive.

The results of the present study indicate that many measures for avoiding or reducing environmental impacts are listed in the EIA reports. Furthermore, developers claim that biodiversity offsets are unnecessary since there are no significant offshore residual impacts. Reports focus on the positive impacts of offshore wind farms, such as the reef effect and

reserve effect, rather than on the negative ones. This paper is the first to question explicitly the absence of biodiversity offsets and to propose different explanations for this absence. The legal framework requires adopting the mitigation hierarchy and thus encourages first implementing measures for avoiding and reducing the impacts and only later those for offsetting residual impacts. These findings might be taken to indicate that European regulations have been effective. However, questions remain about the real absence of significant negative residual impacts and the objectivity of other justifications proposed to minimize the impacts or argue that they are benign.

In 2005, Andrew Gill stated that research about new options for offshore renewable energy did not take sufficient account of its ecological consequences (Gill 2005). This paper shows that things have not changed much since 2005: marine biodiversity is being taken into account, but through an incomplete implementation of the mitigation hierarchy – as long as it is acknowledged that there is something problematic about the claim that offshore wind farm development has no environmental residual impacts with ecological risks (Köller et al. 2006). There is a need for more research (Inger et al. 2009), since knowledge about marine renewable energy technology is increasing while research on its effects on the environment is lagging behind (Boehlert and Gill 2005). The legal framework for protecting the environment in the course of infrastructure development cannot be completely implemented and is currently not well adapted to offshore wind farms. The following recommendations describe research priorities necessary to develop and implement meaningful biodiversity offsets in order to fulfill the European aim of 20% renewable energy with minimal environmental damage.

First, an urgent intensification of research on impacts, cumulative impacts, and ecological restoration techniques on the marine environment is needed, with a stress on long-term analysis now that some wind farms are several decades old. Research is currently still at an early stage and does not provide sufficient experience of undersea biodiversity offsets. Regarding cumulative impacts, particular attention should be given to conducting robust cumulative impact evaluations of several wind farms at the regional level and to the cumulative impacts of multiple turbines in a single array, which are probably undervalued. Recent news about the London Array wind farm shows the incompatibility between the EIA report, which states that the risk of scouring should be addressed by the use of scour protection, and the feedback from local fishers, who report that the entire sediment bed has

shifted within and outside the array, completely remaking the benthic habitats and changing fishing grounds permanently⁷⁰.

Second, developers should accept their responsibilities and continue their investigations when there is an unknown parameter in the EIA reports. It is important that the precautionary principle should prevail, because it is not sufficient to say that monitoring will be conducted or that knowledge is not available as an excuse to continue impacting the marine environment.

Third, two recommendations about the installation of offshore wind turbines in marine ecosystems can be proposed. First, the size, materials, and position of the piles are not properly designed for marine life. The idea that everything that is dropped onto the seabed will quickly be colonized is one example of the common belief in the extreme resilience of the marine environment. In fact, placing objects on the seabed leads to colonization by opportunistic, ubiquitous, and potentially invasive species of low ecological value, such as mussels, sponges, and ascidians, which can disrupt the natural balance of the existing marine ecosystem. Moreover, the use of antifouling and biocide paints, or of smooth concrete on the piles, is inconsistent with the claims about the artificial reef effect. The development of marine life would certainly be more likely on a surface with no harmful components, made of a type of concrete more suitable for marine community colonization, for instance with inlaid fragments of shell or with holes for refuges. Instead of pointing out only the positive consequences of turbines and scour protections, the designers of the piles could adapt them more closely to the local flora and fauna (Lacroix and Pioch 2011, Pioch et al. 2011). Second, interim losses are usually not taken into account. The response typically given to this is again that positive impacts globally offset them. But firstly, the amount of both positive and negative impacts is not calculated, so there has probably been no attention to establishing equivalency, and secondly, losses still occur during the period after the damage is caused and before the possible emergence of positive impacts. It is urgent that developers pay more attention to establishing equivalency before any harm is caused, or during the first stages of construction, to address the question of interim losses.

It would be interesting to take advantage of the experience of other offshore industries in the management of impacts on the marine environment. The scientific literature describing impacts caused by the oil and gas offshore industry is substantial (Carr et al. 1996, Ducrottoy and Elliott 2008, Holdway 2002, Huppés et al. 2007, Patin 1999). Among them, in the same

⁷⁰ Offshore Wind Best Management Practices Workshop, Mid-Atlantic Fishery Management Council, February 5-6, 2014, Baltimore, Maryland. Information available at: <http://www.mafmc.org/workshop/offshore-wind>.

vein as this paper, is a study on EIA performance carried out for this industry (Barker and Jones 2013), specifically for the North Sea, which shows that the way the stakeholders have conducted the EIA studies is questionable. Half of the Environmental Statements were deemed to be of unsatisfactory quality. The study's author particularly underlines the weakness and unreliability of these EIA reports regarding mitigation, alternatives, and cumulative impacts, and refers to other research that draws the same conclusions (Barker and Wood 1999, Canelas et al. 2005, Nadeem et al. 2006, Sandham and Pretorius 2008). It seems that the offshore wind farm industry is not an isolated case.

Acknowledgements

Our thanks go to Ifremer, Europole Mer, University of Western Brittany and the Brittany region for supporting our work. We would also like to thank the Bioscreen team members for sharing their network of relations with us. For European legal framework information, Juliette Huvet and the EIA/SEA experts of the European Commission were extremely helpful and reliably available. Finally, we thank the anonymous reviewers for their helpful advice.

2.1.6 References

- Andersson, M.H., Berggren, M., Wilhelmsson, D., Öhman, M.C. (2009). Epibenthic colonization of concrete and steel pilings in a cold-temperate embayment: a field experiment. *Helgoland Marine Research*, 63 (3) : 249–260.
- Barker, A., Jones, C. (2013). A critique of the performance of EIA within the offshore oil and gas sector. *Environmental Impact Assessment Review*, 43: 31–39.
- Barker, A., Wood, C. (1999). Evaluation of the performance of the European EIA process. *Environmental Impact Assessment Review*, 19: 387–404.
- Boehlert G.W., Gill, A.B. (2010). Environmental and ecological effects of ocean renewable energy development: a current synthesis. *Oceanography*: 23(2): 68–81.
- Bortone, S.A., Brandini, F.P., Otake, S. (2011). *Artificial reefs in fisheries management*. Boca Raton, Florida: CRC Press, Taylor and Francis Group.
- Burgin, S. (2008). BioBanking: An environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17(4): 807–816.
- Burkhard, B., Opitz, S., Lenhart, H., Ahrendt, K., Garthe, S., Mendel, B., Windhorst, W. (2011). Ecosystem based modeling and indication of ecological integrity in the German North Sea - Case study offshore wind parks. *Ecological Indicators*, 11(1): 168–174.

- Canelas, L., Almansa, P., Merchan, M., Cifuentes, P. (2005). Quality of environmental impact statements in Portugal and Spain. *Environmental Impact Assessment Review*, 25: 217–25.
- Carr, S., Chapman, D., Presley, B., Biedenbach, J.M., Robertson, L., Boothe, P., et al. (1996) Sediment porewater toxicity assessment studies in the vicinity of offshore oil and gas production platforms in the Gulf of Mexico: Gulf of Mexico offshore operations monitoring experiment (GOOMEX). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 53(11): 2618–28.
- COD (2001). *Offshore Wind Energy, Ready to Power a Sustainable Europe, Final Report, Concerted Action on Offshore Wind Energy in Europe*.
- COD (2005a). *Principal findings 2003–2005 – Concerted Action for Offshore Wind Energy Deployment and European Communities*.
- COD (2005b). *Work Package 3 on Legal and Administrative Issues, Concerted Action on Offshore Wind Energy in Europe*.
- COD (2005c). *Work Package 4 on Environmental Issues, Concerted Action on Offshore Wind Energy in Europe*.
- Danish Energy Agency. Danish Offshore Wind (2013). *Key Environmental Issues – a Follow-up*. The Environmental Group: The Danish Energy Agency, The Danish Nature Agency, DONG Energy and Vattenfall, 101 p. ISBN: 978-87-7844-979-5. http://mhk.pnnl.gov/wiki/images/6/69/Danish_Energy_Agency_2013.pdf
- Danish Energy Authority (2005). *Offshore Wind Power – Danish Experiences and Solutions*. 33 p. ISBN: 87-7844-560-4. http://www.offshore-wind.de/page/fileadmin/offshore/documents/Offshore-Projekte/Offshore_Windpower-_Danish_Experiences_and_Solutions.pdf
- Danish Energy Authority (2006). *Offshore Wind Farms and the Environment – Danish Experiences from Horns Rev and Nysted*. 42 p. ISBN: 87-7844-620-1. http://www.nrgenergy.com/pdf/bww/havvindm_korr_16nov_UK.pdf
- Degraer, S., Brabant, R. (Eds.) (2009). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring*. Royal Belgian Institute for Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 287 p. + annexes. http://www.mumm.ac.be/Assets/Misc/News/monitoring_windmills_2009_final.pdf
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. (Eds.) (2010). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Early environmental impact assessment and spatio-temporal*

- variability*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 184 p. + annexes. http://www.mumm.ac.be/Downloads/mumm_report_mon_win2010.pdf
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. (Eds.) (2011). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 157 p. + annex. http://www.mumm.ac.be/Downloads/monwin_report_2011_final.pdf
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. (Eds.) (2012). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Heading for an understanding of environmental impacts*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit. 155 p. + annexes. http://www.mumm.ac.be/Downloads/News/winmon_report%202012_cor.pdf
- DONG Energy, Vattenfall, Danish Energy Authority and Danish Forest and Nature Agency (2006). *Danish Offshore Wind. Key Environmental Issues*. 143 p. ISBN: 87-7844-625-2. http://188.64.159.37/graphics/Publikationer/Havvindmoeller/danish_offshore_wind.pdf
- Ducrotoy, J.P., Elliott, M. (2008). The science and management of the North Sea and the Baltic Sea: natural history, present threats and future challenges. *Marine Pollution Bulletin*, 57(1–5): 8–21.
- EEA [European Environment Agency] (2009). *Europe's onshore and offshore wind energy potential: an assessment of environmental and economic constraints*. 85 p. ISBN 978-92-9213-000-8 EEA Technical Report series: ISSN 1725-2237.
- Elliott, M. (2002). The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. *Marine Pollution Bulletin*, 44 (6): iii–vii.
- European Commission (2003). *Report of 23 June 2003 from the Commission to the European Parliament and to the Council on the application and effectiveness of the EIA Directive (Directive 85/337/EEC as amended by Directive 97/11/EC). How successful are the Member States in implementing the EIA Directive ? Not published in the Official Journal*. http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/report_en.pdf
- EWEA (2013). *The European offshore wind industry - key trends and statistics 2012*. 31 p. http://www.ewea.org/fileadmin/files/library/publications/statistics/European_offshore_statistics_2012.pdf

- Gee, K., Burkhard, B. (2010). Cultural Ecosystem services in the context of offshore wind farming: a case study from the west coast of Schleswig-Holstein. *Ecological Complexity*, 7(3): 349–358.
- Gill, A.B. (2005). Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *Journal of Applied Ecology*, 42(4): 605–615.
- Green, R., Vasilakos, N. (2011). The economics of offshore wind. *Energy Policy*, 39(2): 496–502.
- Hertin, J., Turnpenny, J., Jordan, A., Nilsson, M., Russel, D., Nykvist, B. (2009). Rationalising the policy mess? Ex ante policy assessment and the utilisation of knowledge in the policy process. *Environment and Planning A*, 41(5): 1185–1200.
- Holdway, D.A. (2002). The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on temperate and tropical marine ecological processes. *Marine Pollution Bulletin*, 44(3): 185–203.
- Huppes, G., Davidson, M.D., Kuyper, J., van Oers, L., Udo de Haes, H.A., Warringa, G. (2007). Eco-efficient environmental policy in oil and gas production in the Netherlands. *Ecological Economics*, 61: 43–51.
- Inger, R., Attrill, M.J., Bearhop, S., Broderick, A.C., Grecian, W.J., Hodgson, D.J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S.C., Witt, M.J., Godley, B.J. (2009). Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology*, 46(6): 1145–1153.
- Jackson, A.L.R. (2011). Renewable energy vs. biodiversity: policy conflicts and the future of nature conservation. *Global Environmental Change*, 21(4): 1195–1208.
- Jones, H.P., Schmitz, O.J. (2009). Rapid recovery of damaged ecosystems. *PLoS ONE*, 4 (5): e5653.
- Köller, J., Köppel, J., Peters, W. (2006). *Offshore Wind Energy? Research On Environmental Impacts*. Berlin: Springer-Verlag Berlin and Heidelberg GmbH & Co. K.
- Krone, R., Gutow, L., Joschko, T.J., Schröder, A. (2013). Epifauna dynamics at an offshore foundation – implications of future wind power farming in the North Sea. *Marine Environmental Research*, 85: 1–12.
- Lacroix, D., Pioch, S. (2011). The multi-use in wind farm projects: more conflicts or a win-win opportunity? *Aquatic Living Resources*, 24(2): 129–135.
- Ladenburg, J. (2009). Visual impact assessment of offshore wind farms and prior experience. *Applied Energy*, 86 (3): 380–387.

- Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N., Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., de Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold, M., Scheidat, M. (2011). Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone: a compilation. *Environmental Research Letters*, 6: 035101.
- McKenney, B.A., Kiesecker, J.M. (2009). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management*, 45(1) : 165–176.
- Nadeem, O., Hameed, R. (2006). A critical review of the adequacy of EIA reports—evidence from Pakistan. *International Journal of Humanities and Social Sciences*, 1: 1–26.
- Nilsson, M., Persson, A. (2012). Can Earth system interactions be governed? Governance functions for linking climate change mitigation with land use, freshwater and biodiversity protection. *Ecological Economics*, 75: 61–71.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37: 637–669.
- Patin, S. (1999). *Environmental impact of the offshore oil and gas industry*. East Northport, New York: EcoMonitor Publishing, 425 p.
- Pioch, S., Kilfoyle, K., Levrel, H., Spieler, R. (2011). Green marine construction. *Journal of Coastal Research*, 61: 257–268.
- Punt, M.J., Groeneveld, R.A., van Ierland, E.C., Stel, J.H. (2009). Spatial planning of offshore wind farms: a windfall to marine environmental protection? *Ecological Economics*, 69: 93–103.
- Rundcrantz, K., Skärbäck, E. (2003). Environmental compensation in planning: a review of five different countries with major emphasis on the German system. *European Environment*, 13: 204–226.
- Sandham, L.A., Pretorius, H.M. (2008). A review of report quality in the North West province of South Africa. *Environmental Impact Assessment Review*, 28: 229–240.
- Sheehy, D.J., Vik, S.F. (2010). The role of constructed reefs in non indigenous species introductions and range expansions. *Ecological Engineering*, 36: 1–11.
- Spieler, R.E., Giliam, D.S., Sherman, R.L. (2001). Artificial substrate and coral reef restoration: what do we need to know to know what we need? *Bulletin of Marine Science*, 69(2): 1013–1030.

- ten Kate, K., Bishop, J., Bayon, R. (2004). *Biodiversity Offsets: Views, Experience, and the Business Case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK. 95 p. <http://cmsdata.iucn.org/downloads/bdoffsets.pdf>
- Thanner, S.E., McIntosh, T.L., Blair, S.M. (2006). Development of benthic and fish assemblages on artificial reef materials compared to natural reef assemblages in Miami-Dade County, Florida. *Bulletin of Marine Science*, 78: 57–70(14).
- Van Dover, C.L., Aronson, J., Pendleton, L., Smith, S., Arnaud-Haond, S., Moreno-Mateos, D., Barbier, E., Billett, D., Bowers, K., Danovaro, R., Edwards, A., Kellert, S., Morato, T., Pollard, E., Rogers, A., Warner, R. (2014). Ecological restoration in the deep sea: desiderata. *Marine Policy*, 44: 98–106.
- Westerberg, V., Jacobsen, J.B., Lifran, R. (2013). The case for offshore wind farms, artificial reefs and sustainable tourism in the French Mediterranean. *Tourism Management*, 34: 172–183.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., Thompson, R., Tchou, J., Sarantakos, G., McCormick, N., Luitjens, S., Gullström, M., Patterson Edwards, J.K., Amir, O., Dubi, A. (2010). *Greening Blue Energy: Identifying and Managing the Biodiversity Risks and Opportunities of Off Shore Renewable Energy*. Gland, Switzerland: IUCN, 102 p.
- Wilson, J.C., Elliott, M. (2009). The habitat creation potential of offshore wind farms. *Wind Energy*, 12(2): 203–212.
- Wilson, J.C., Elliott, M., Cutts, N.D., Mander, L., Mendão, V., Perez-Dominguez, R., Phelps, A. (2010). Coastal and offshore wind energy generation: is it environmentally benign? *Energies*, 3: 1383–1422.
- Wolsink, M. (2007). Planning of renewables schemes: deliberative and fair decision-making on landscape issues instead of reproachful accusations of non-cooperation. *Energy Policy*, 35(5): 2692–2704.
- Wolsink, M. (2010). Near-shore Wind power—Protected seascapes, environmentalists' attitudes, and the technocratic planning perspective. *Land Use Policy*, 27(2): 195–203.
- The collected EIA reports are cited in the Appendix (section 2.1.7).*

Websites

4coffshore:

<http://www.4coffshore.com/windfarms/>

European Wind Energy Association:

<http://www.ewea.org/>

European Commission website (about Energy):

http://ec.europa.eu/energy/renewables/targets_en.htm

European Commission website (Secretariat-General\ ²Application of EU law\ Infringements of EU law\ Recent Commission decisions):

http://ec.europa.eu/eu_law/infringements/infringements_decisions_en.htm

National Wind Energy Associations:

<http://www.iwea.com/> (Ireland),

<http://www.bwea.com/> (UK),

<http://www.windpower.org/en/> (Denmark),

<http://www.wind-energie.de/> (Germany),

<http://www.vindkraftsbranschen.se/> (Sweden),

<http://www.nwea.nl/> (Netherlands),

http://users.swing.be/compagnons-eole/windturbine/eole_us.htm (Belgium)

Thewindpower:

http://www.thewindpower.net/windfarms_offshore_en.php

2.1.7 Appendix: List of offshore wind farms studied and main information

Offshore wind farm name	Country	Sea	State	Year	Nb of turbines	Capacity [MW/farm]	Foundation type	EIA found	How procured
Belwind phase I (Bligh Bank)	Belgium	North Sea	In production	2010	55	165	Monopile	Yes	Internet
C-Power phase I (Thornton Bank)	Belgium	North Sea	In production	2009	6	30	Gravity	Yes	Internet
C-Power phase II	Belgium	North Sea	In production	2012	30	185	Jacket	Yes	Internet
C-Power phase III (Thornton Bank) (same EIA than phase II)	Belgium	North Sea	Under construction	Since 2012	18	111	Jacket	Yes	Internet
North Wind	Belgium	North Sea	Under construction	Since 2013	72	216	Monopile	Yes	Internet
Anholt	Denmark	Kattegat ¹	In production	2013	111	400	Monopile	Yes	Internet
Horns Rev 1	Denmark	North Sea	In production	2002	80	160	Jacket	Yes	Internet
Horns Rev 2	Denmark	North Sea	In production	2009	91	209	Monopile	Yes	Internet
Middelgrunden	Denmark	Kattegat ¹	In production	2000	20	40	Gravity	Yes	Internet
Nysted (Rodsand I)	Denmark	Baltic Sea	In production	2003	72	166	Gravity	Yes	Internet
Nysted (Rodsand II)	Denmark	Baltic Sea	In production	2010	90	207	Gravity	Yes	Internet
Samsø (Paludans Flak)	Denmark	Kattegat ¹	In production	2003	10	23	Monopile	Yes ²	Internet
Store Bælt (Sprogø)	Denmark	Kattegat ¹	In production	2009	7	21	Gravity	Yes	Internet
Tunø Knob	Denmark	Kattegat ¹	In production	1995	10	5	Gravity	No	--
Vindeby-Lolland	Denmark	Kattegat ¹	In production	1991	11	5	Gravity	No	--
Alpha Ventus	Germany	North Sea	In production	2009	12	60	Tripod, jacket	Yes ²	Internet
Baltic 1	Germany	Baltic Sea	In production	2011	21	48	Monopile	No	--
Amrum Bank West	Germany	North Sea	Under construction	Since 2013	80	288	Monopile	Yes ²	Internet
Bard Offshore 1	Germany	North Sea	Under construction	Since 2011	80	20	Tripile	Yes ²	Scans sent
Borkum Riffgat	Germany	North Sea	Under construction	Since 2012	30	108	Monopile	No	--
Borkum West II (phase I)	Germany	North Sea	Under construction	Since 2011	80	400	Tripod	Yes	Scans sent
Dan Tysk	Germany	North Sea	Under construction	Since 2013	80	288	Monopile	Yes ²	Internet
Global Tech 1	Germany	North Sea	Under construction	Since 2012	80	400	Tripod	Yes ²	Internet
Meerwind Ost/SUD	Germany	North Sea	Under construction	Since 2012	80	288	Monopile	Yes ²	Internet
Nordsee Ost	Germany	North Sea	Under construction	Since 2012	48	295	Jacket	Yes ²	Internet
Arklow Bank	Ireland	Irish Sea	In production	2003	7	25	Monopile	Yes	Documents emailed
Egmond aan Zee (OWEZ)	Netherlands	North Sea	In production	2006	36	108	Monopile	Yes	Internet

Prinses Amalia (Q7)	Netherlands	North Sea	In production	2008	60	120	Monopile	Yes	Internet
Bockstigen Offshore	Sweden	Baltic Sea	In production	1998	5	3	Monopile	Yes	Scans sent
Lillgrund	Sweden	Øresund ¹	In production	2008	48	110	Gravity	Yes	Documents emailed
Utgrunden I	Sweden	Baltic Sea	In production	2000	7	11	Monopile	No	--
Yttre Stengrund 1	Sweden	Baltic Sea	In production	2001	5	10	Monopile	No	--
Kårehamn	Sweden	Baltic Sea	Under construction	Since 2012	16	48	Gravity	No	--
Barrow	UK	Irish Sea	In production	2006	30	90	Monopile	Yes	Internet
Burbo Bank	UK	Irish Sea	In production	2007	25	90	Monopile	Yes	Internet
Greater Gabbard	UK	North Sea	In production	2012	140	504	Monopile	Yes	Internet
Gunfleet Sands (phase I and II)	UK	North Sea	In production	2010	48	173	Monopile	Yes	Internet
Kentish Flats	UK	North Sea	In production	2005	30	90	Monopile	Yes	Internet
London Array Phase I	UK	North Sea	In production	2013	175	630	Monopile	Yes	Documents emailed
Lynn and Inner Dowsing	UK	North Sea	In production	2009	54	194	Monopile	Yes	Internet
North Hoyle	UK	Irish Sea	In production	2003	30	60	Monopile	Yes	Internet
Ormonde	UK	Irish Sea	In production	2011	30	150	Jacket	Yes	Internet
Rhyl Flats	UK	Irish Sea	In production	2009	25	90	Monopile	No	--
Robin Rigg	UK	Irish Sea	In production	2010	60	180	Monopile	Yes	Documents emailed
Scroby Sands	UK	North Sea	In production	2004	30	60	Monopile	Yes ²	Scans sent
Sheringham Shoal	UK	North Sea	In production	2013	88	317	Monopile	Yes	Internet
Thanet	UK	North Sea	In production	2010	100	300	Monopile	Yes	Internet
Walney (phase I and II)	UK	Irish Sea	In production	2011 (I) 2012 (II)	102	368	Monopile	Yes	Internet
Gwynt y Mor	UK	Irish Sea	Under construction	Since 2012	160	576	Monopile	Yes	Internet
Lincs	UK	North Sea	Under construction	Since 2011	75	270	Monopile	Yes	Documents emailed
Teesside	UK	North Sea	Under construction	Since 2012	27	62	Monopile	Yes	Internet
West of Duddon sands	UK	Irish Sea	Under construction	Since 2013	108	389	Monopile	Yes ²	Internet

¹ The Kattegat is between the North Sea and the Baltic Sea; the Øresund is between the Kattegat and the Baltic Sea.

² Only extracts or summaries of other files with main information were found.

2.2 Le cas des mesures compensatoires écologiques au cas par cas pour les projets impactant les zones humides : état de l'art en Floride, Etats-Unis

Nous n'étudions pas dans cette partie le cas des projets qui ont été autorisés sans que des mesures compensatoires écologiques aient été requises alors qu'elles semblaient nécessaires, comme pour les parcs éoliens en mer étudiés dans la section 2.1 de ce chapitre. Cette partie repose en effet sur les entretiens menés auprès des acteurs du système de la compensation écologique en Floride, qui pour la plupart ont déjà été confrontés à la mise en place de mesures compensatoires écologiques au cas par cas. Elle repose aussi sur une revue de la littérature grise et scientifique.

2.2.1 Cadre légal et obligations aux Etats-Unis

La procédure du permis individuel aux Etats-Unis, appelée *Permittee Responsible Mitigation* (PRM), est très similaire à celle des mesures compensatoires écologiques au cas par cas pour les projets éoliens en mer présentée dans la section précédente. Le cadre juridique des PRM a été présenté dans le Chapitre 1 (section 1.1.3). Les développeurs font une demande de permis d'impacter une zone humide. Dans leur dossier de demande de permis, ils doivent présenter l'ensemble des mesures d'évitement et de réduction qui seront prises avant de proposer des mesures compensatoires écologiques dans le cas d'impacts résiduels négatifs significatifs. Pendant longtemps, les régulateurs ont demandé aux développeurs de proposer les mesures compensatoires écologiques sur ou à proximité du site d'impact. Si le développeur obtient son permis, il réalise simultanément, lui-même ou en faisant intervenir un prestataire extérieur, son projet d'aménagement générant l'impact et la mesure compensatoire écologique. La responsabilité du succès de la mesure compensatoire écologique est supportée par le développeur.

2.2.2 Les mesures compensatoires écologiques requises sont mal ou non mises en œuvre

Aux Etats-Unis, plusieurs rapports officiels soulignent que depuis la création du CWA et l'obligation du respect de la séquence Eviter-Réduire-Compenser (ERC) dans les années 1970, les mesures compensatoires écologiques requises dans le cadre d'impacts sur les zones humides ne sont pas effectives ou peu efficaces et soulignent particulièrement l'inefficacité des PRM.

Le premier rapport est celui du Government Accountability Office⁷¹ (GAO 1988) dans lequel l'USACE a été critiqué pour sa propension à donner la priorité à délivrer des permis sans vérifier systématiquement que les développeurs remplissaient leurs obligations mentionnées dans les permis, dont la mise en œuvre de mesures compensatoires écologiques le cas échéant. L'article « They won't say no » paru dans le St. Petersburg Times⁷² du 22 Mai 2005 rapporte que le district de Jacksonville n'a refusé qu'un seul permis de construction sur zone humide sur plus de 12 000 entre 1999 et 2003 (Pittman et Waite 2005). Gardner (2011) montre, données de l'USACE à l'appui, qu'à l'échelle des Etats-Unis 1% seulement des permis ont été refusés⁷³ pour les années 2007 et 2008. C'est cependant déjà plus que le résultat portant sur le district de Jacksonville pendant une période antérieure (moins de 0,01% entre 1999 et 2003).

Le deuxième rapport est celui du National Research Council⁷⁴ (NRC 2001) qui reproche entre autres à l'USACE de ne pas passer suffisamment de temps à vérifier que les développeurs ou les prestataires extérieurs réalisent les mesures compensatoires écologiques conformément à ce qui est indiqué dans les permis.

Le dernier rapport en date est celui du GAO (2005) qui a été commandé pour mettre à jour les observations des deux précédents rapports. 7 des 38 districts de l'USACE ont été sélectionnés pour conduire cette étude, dont le district de Jacksonville qui correspond aux frontières de l'Etat de Floride dans lequel nous avons mené notre étude. Ce rapport, qui a concerné 152 PRM⁷⁵ dans ces 7 districts, poursuit les critiques faites dans les années 90 puis les années 2000 avec de nouvelles charges à l'encontre de l'USACE :

- Les lignes directrices sur la compensation établies par l'USACE sont souvent vagues et incohérentes, notamment en ce qui concerne la soumission régulière des rapports sur l'état d'avancement des mesures et la réalisation des visites de contrôle sur le terrain.
- Il n'est toujours pas systématiquement vérifié que les développeurs remplissent leurs obligations mentionnées dans les permis en ce qui concerne la compensation des impacts résiduels des projets. Peu de preuves de soumission des rapports de suivi et

⁷¹ Le GAO est l'équivalent de la Cour des Comptes en France.

⁷² Un journal floridien qui s'appelle maintenant le Tampa Bay Times.

⁷³ 13% des cas ne requéraient pas de permis, 14% des permis ont été abandonnés par les développeurs, 72% des permis ont été accordés (USACE).

⁷⁴ Le NRC fait partie des quatre académies formant les National Academies qui sont l'équivalent de l'Institut de France.

⁷⁵ Ainsi que des banques de compensation et des rémunérations de remplacement mais nous ne présentons pas dans cette section les résultats les concernant. Le modèle du PRM reste le plus critiqué et le modèle des banques de compensation est présenté comme une alternative satisfaisante pour répondre aux limites du PRM comme nous le verrons plus loin.

de visites de contrôle ont pu être rassemblées. Le doute plane donc sur l'efficacité des compensations supposées être menées.

- Le rapport recense l'ensemble des mesures coercitives possibles que l'USACE peut utiliser en cas de non-conformité des mesures compensatoires écologiques (e.g. amende, suspension ou révocation de permis). Il fait cependant le constat que les régulateurs se reposent plutôt sur des négociations avec les développeurs ou les prestataires extérieurs en charge de la réalisation des mesures compensatoires écologiques notamment car les permis ne comportent pas les précisions (nature des mesures compensatoires écologiques, calendrier d'échéances) permettant de justifier le recours à des mesures coercitives.

D'autres études scientifiques ont été menées pour dénoncer le manque d'efficacité de la politique de « non perte nette » à l'échelle nationale (e.g. Kihlslinger 2008, Race et Fonseca 1996, Robert 1993) et donnent certaines limites spécifiques aux PRM que nous mentionnerons plus loin. Il en existe aussi à l'échelle des Etats ou des districts comme celle de Morgan et Roberts (2003) pour le Tennessee, Brown et Veneman (2000) pour le Massachusetts ou encore Kentula et al. (1992) pour l'Oregon et Washington. Nous avons relevé plusieurs études spécifiques sur la Floride. Une étude en Floride du Sud sur 40 projets rapporte que 60% des projets sont des échecs ou n'ont jamais été achevés, principalement à cause du manque d'attention portée aux conditions hydrologiques dans les mesures compensatoires écologiques (Erwin 1991). Deux rapports du Florida Department of Environmental Protection (FDEP, anciennement Florida Department of Environmental Regulations (FDER)) soulignent des limites concernant la mise en œuvre des permis, la définition des critères de réussite des permis et l'incertitude liée à la viabilité sur le long terme des zones de compensation (FDER 1991a et 1991b).

Les principaux échecs écologiques identifiés dans le cadre des PRM sont les suivants (Kihlslinger 2008) : les pertes de surfaces ne sont pas compensées, les pertes de fonctions écologiques ne sont pas compensées et les zones humides impactées et restaurées sont souvent de types différents. Evidemment, l'équivalence écologique n'est pas respectée dans ces conditions. Ces limites reposent en grande partie sur la taille des projets de compensation : la restauration écologique semble peu efficace sur des petites parcelles (Moreno-Mateos et al. 2012) et peut difficilement avoir un sens dans des stratégies de conservation menées à de plus grandes échelles (Drechsler et al. 2011, Kiesecker et al. 2010, Quétier et al. 2014, Underwood 2011).

Deux principales limites organisationnelles des PRM engendrent une bonne partie des difficultés écologiques comme le résumant Hough et Robertson (2009).

Premièrement, il est impossible pour les régulateurs de contrôler un grand nombre de projets. En effet les différents constats d'échecs soulignés par le rapport du GAO (2005) reposent grandement sur le fait qu'il est difficile voire impossible de contrôler un très grand nombre de petites mesures compensatoires écologiques. Aucun organisme n'assurait le suivi au long terme de ces mesures (certaines sont mises en place mais se dégradent rapidement par manque de contrôle).

Deuxièmement, le fait que les régulateurs n'interviennent qu'avec des inconnus pour des projets uniques ne favorise pas le développement de réseaux de connaissance et n'engendre ainsi pas de climat de confiance entre les acteurs de la compensation.

Suite aux critiques des différents rapports du GAO et de la NRC, l'USACE a entamé une profonde réorganisation du système de compensation pour les zones humides et a publié en 2008 la « Règle Finale » qui a pour but de rendre plus effective et plus efficace l'application de la section 404 du CWA en ce qui concerne les mesures compensatoires écologiques. Elle affirme que l'approche PRM (forme hiérarchique) ne doit plus être utilisée qu'en dernier recours et reconnaît de fait qu'une partie de l'échec de la mise en œuvre des mesures compensatoires écologiques au cours des 30 dernières années est à mettre sur le compte de l'usage d'une forme organisationnelle inadaptée à l'objectif de la politique publique de conservation des zones humides qu'est censé représenter le cadre des mesures compensatoires écologiques.

Au-delà d'un problème de forme organisationnelle, deux éléments supplémentaires doivent aussi être mentionnés. En premier lieu, le CWA existe depuis 1972 mais ce n'est qu'à partir de 1989 que l'objectif de « non perte nette » pour les zones humides a été politiquement mis sur le devant de la scène (Hough et Robertson 2009). Le manque de volonté politique, notamment pendant l'Administration Reagan dans les années 80, avait laissé des incohérences administratives se mettre en place notamment entre l'USACE et l'USEPA jusqu'au MOA de 1990. En deuxième lieu, l'amélioration des connaissances et du savoir-faire pour la gestion des zones humides en général est progressive (Brooks et al. 2005, Yepsen et al. 2014). Par exemple, pour la Floride, Redmond et al. (1996) expliquent qu'une des raisons de l'échec des compensations dans les années 90 (qu'il s'agisse des PRM ou des premières banques de compensation de l'époque) est le recours à la création plutôt qu'à la restauration de zones humides et le manque de prise en compte des régimes hydrologiques sur les sites de compensation. La création de zones humides, projet considéré comme difficile et risqué, est moins soutenue par les régulateurs qui privilégient dorénavant la restauration de zones

humides. Tout cela ne permettait pas de mettre en place des mesures compensatoires suffisantes pour respecter l'équivalence écologique.

2.3 Les limites institutionnelles et organisationnelles des formes hiérarchiques pour répondre à l'objectif de « non perte nette »

Dans nos deux cas d'étude, la séquence ERC n'a donc pas été correctement mise en œuvre puisqu'il y a des pertes résiduelles non compensées. Dans le cas de l'éolien en mer en Europe, l'étape de compensation devrait être requise mais ne l'est pas. Aucune mesure de compensation écologique n'est proposée par les développeurs. Dans le cas floridien, la compensation est requise mais elle est mal ou non mise en œuvre via le PRM.

Nous allons maintenant présenter les points communs à nos deux cas d'étude pour revenir sur les éléments qui peuvent expliquer l'inefficacité de l'approche par la forme hiérarchique pour la mise en œuvre de la compensation écologique et pour l'atteinte de l'objectif de « non perte nette » de biodiversité pour les écosystèmes aquatiques marins et continentaux au regard de la théorie néo-institutionnelle.

2.3.1 Caractéristiques des transactions

Nous allons décrire les caractéristiques des transactions participant à la mise en œuvre de la compensation écologique pour comprendre en quoi la forme hiérarchique peut être considérée comme inadaptée aux transactions à réaliser.

Si le nombre de projets de compensation est élevé, la *fréquence* des relations entre les régulateurs et les développeurs est faible⁷⁶ puisque pour chaque impact le développeur doit se mettre en relation avec les régulateurs pour la mise en place d'une solution de compensation. En ce qui concerne le cas de l'éolien, elle est même proche de zéro car aucune mesure de compensation n'est proposée dans les études d'impacts, y compris dans les études d'impacts les plus récentes, ce qui laisse penser que les régulateurs n'ont pas particulièrement fait de demande complémentaires concernant l'existence d'impact résiduels négatifs significatifs.

La *spécificité physique* requise par la forme hiérarchique est forte puisque le dimensionnement de la compensation se fait en fonction écologique ou en surface à partir des caractéristiques du milieu impacté. Seulement, le manque de méthode standardisée et de capacité de contrôle et de suivi ne permet pas de garantir une spécificité physique forte.

⁷⁶ Les régulateurs ont un grand nombre de dossiers à traiter avec des personnes différentes à chaque fois pour chaque impact. Ils n'ont donc pas de relations fréquentes, c'est-à-dire répétées sur le long terme, avec les mêmes personnes.

La *spécificité de site* requise est forte puisque la mesure compensatoire écologique doit être réalisée sur place ou à proximité directe du site impacté. Cependant, en l'absence d'un cadre réglementaire clair, les distances entre impacts et mesures compensatoires écologiques ne reposent que sur l'avis des régulateurs en charge de la demande de permis d'impacter. Cela ne permet pas d'assurer une spécificité de site forte.

Théoriquement, les *spécificités physique* et de *site* requises sont fortes. Cependant, le réel fonctionnement du système de compensation au cas par cas ne permet pas d'atteindre une forte spécificité puisque les mesures compensatoires sont peu, voire pas du tout, mises en place sur le long terme.

La *spécificité humaine* demeure faible puisque ce sont des bureaux d'études généralistes en environnement, responsables par ailleurs de la réalisation des études d'impacts, qui proposent les mesures compensatoires écologiques ainsi que les mesures d'évitement et de réduction. Le développement de nouvelles connaissances en écologie de la restauration (Clewell et Aronson 2010), avec notamment l'existence d'une société internationale pour la restauration écologique, augmente cependant peu à peu la spécificité humaine, lorsque cette source d'information est véritablement mobilisée dans les projets.

L'*incertitude externe environnementale* est forte et repose sur deux éléments.

Le premier n'est pas spécifique à la forme organisationnelle choisie. Il s'agit des limites actuelles de nos connaissances du fonctionnement des écosystèmes et de nos capacités à les restaurer que ce soit de manière générale (Pullin et Knight 2009, Suding 2011) ou spécifiquement concernant les écosystèmes aquatiques marins (EEA 2009, Gill et al. 2005, Köller et al. 2006) et continentaux (Brooks et al. 2005, Moreno-mateos et al. 2012). Dans le cas des études d'impacts pour l'éolien en mer, les développeurs avouent que des impacts sont encore non identifiés par manque de connaissance ou de moyen pour les mesurer (Böehlert et Gill 2010, Burkhard et al. 2011). Le plus souvent la mesure proposée est un simple suivi.

Le deuxième est un ensemble d'éléments qui sont liés à la forme organisationnelle choisie. Avec les formes hiérarchiques, ou compensation au cas par cas, les mesures compensatoires écologiques semblent peu efficaces puisqu'elles se font la plupart du temps sur des petites parcelles, sans recherche de cohérence écologique à des échelles plus larges. Structurellement, ce type d'organisation génère par ailleurs des pertes écologiques temporaires puisque les mesures compensatoires sont mises en œuvre en même temps que les impacts et ne procurent donc la totalité de leurs effets écologiques qu'après un temps de récupération nécessairement long (e.g. Bull et al. 2013, Morris et al. 2006, Vaissière et al. 2013, Vesk et al. 2008).

L'*incertitude externe institutionnelle* est forte et dépend de nombreux facteurs. Dans le cadre de l'éolien, le cadre juridique est peu détaillé et les Etats membres ont une grande marge

d'interprétation pour sa transposition dans le droit national. Par exemple, dans la section 2.1 de ce chapitre, nous avons évoqué le cas de l'Allemagne qui a décidé de simplifier la procédure de mise en place des projets d'énergies marines renouvelables au risque que les impacts environnementaux ne soient pas correctement identifiés et gérés (Vaissière et al. 2014). Dans le contexte américain, le cadre juridique pour la mise en œuvre des PRM est resté flou au moins jusqu'en 2008 et les rapports du GAO et de la NRC ont souligné les nombreuses conséquences dont le manque de moyens légaux pour mettre en application les politiques de compensation écologique. A titre d'exemple, avant 2008, les permis n'étaient pas assez précis et complets pour être opposables devant une cours de justice ce qui conduisait les régulateurs à avoir un comportement laxiste avec les développeurs devant mettre en œuvre un PRM. Pour nos deux cas d'étude, il n'existe pas d'outil partagé ou de méthode de référence pour la proposition de mesures compensatoires écologiques. Cela ralentit considérablement le processus d'instruction des dossiers de permis, que ce soit pour l'acquisition de données, l'invention de nouveaux outils d'équivalence par les développeurs, ou la compréhension, la vérification et la validation des mesures proposées par les services instructeurs. L'imprécision dans le contrôle et le suivi, qui provient d'une incapacité des régulateurs à traiter un grand nombre de cas de compensation individuels, ne participe pas à la clarification de l'ensemble du processus.

Comme l'incertitude institutionnelle reste élevée et la fréquence des relations entre les développeurs et les régulateurs est faible, des comportements opportunistes sont possibles, ce qui favorise une *incertitude interne* élevée. Il est possible de mentionner deux exemples qui illustrent les deux principaux cas de comportements opportunistes présentés dans la section D de l'introduction. Premièrement, les développeurs de parcs éoliens en mer peuvent proposer des mesures de suivi au titre de mesure compensatoire écologique en profitant du fait qu'il n'existe pas pour le moment de liste claire et exhaustive de mesures compensatoires écologiques pour les impacts sur le milieu marin (cas de sélection adverse). Deuxièmement, les développeurs américains peuvent profiter du fait qu'ils auront très peu d'occasions d'interagir avec les régulateurs pour ne pas respecter les objectifs de moyen pour lesquels ils se sont engagés dans le cadre de la réalisation d'un PRM (cas d'aléa moral). Dans les deux cas précédents, les acteurs profitent de « zones d'incomplétude contractuelle » (Crozier et Friedberg 1977), on parle de contrats incomplets qui le seront d'autant plus que l'environnement est incertain.

Finalement, les formes hiérarchiques ne permettent pas d'atteindre un degré de spécificité physique et de site suffisant, même si théoriquement elles le devraient, car elles génèrent une très forte incertitude externe et interne et n'autorisent qu'une faible fréquence des transactions entre les acteurs. Une telle organisation n'est donc pas efficace écologiquement.

2.3.2 Les coûts de transaction liés aux PRM

D'après la fonction reliant les caractéristiques de la transaction et les coûts de transaction présentée dans la section D de l'introduction, il semble que les coûts de transaction auxquels doivent faire face les acteurs dans le cadre de la forme organisationnelle hiérarchique sont élevés. La fréquence des transactions est faible, les spécificités physique et de site sont importantes et l'incertitude demeure élevée. Seule la spécificité humaine est faible. Une telle organisation n'est donc pas efficiente économiquement. La faible et mauvaise mise en œuvre de la compensation écologique via cette forme organisationnelle pourrait donc aussi s'expliquer par l'existence de coûts de transaction élevés qui rendent la mise en œuvre de la politique environnementale de compensation écologique extrêmement laborieuse pour les régulateurs. Des comportements opportunistes de la part des développeurs sont dès lors possibles à cause du manque de moyens légaux et humains auxquels doivent faire face les régulateurs.

La section 5.1 du Chapitre 5 apporte davantage d'éléments sur une analyse comptable des coûts de transaction liés au PRM dans l'optique de comparer leur évolution avec l'arrivée du système des banques de compensation. Nous n'avons pas réalisé d'analyse comptable pour le cas de l'éolien en mer.

Pour conclure, ces formes hiérarchiques ne sont pas adaptées à la mise en œuvre de la compensation écologique qui plus est dans un contexte de forte contrainte budgétaire.

Les instruments basés sur le marché sont-ils une alternative aux formes hiérarchiques ? Exemple des banques de compensation

Ce chapitre présente une forme organisationnelle innovante qui s'est développée en réponse aux limites dont souffrent les formes hiérarchiques pour mettre en œuvre les mesures compensatoires écologiques. Les banques de compensation sont des formes organisationnelles basées sur les mécanismes de marché. Leur originalité repose sur l'intervention d'un acteur tiers qui organise une réponse mutualisée aux besoins de compensation de plusieurs développeurs. Cette forme organisationnelle induit souvent une crainte et un rejet de principe d'un potentiel nouveau marché de la biodiversité.

Ce chapitre fait l'objet d'un article en révision dans la revue *Ecological Economics* :

Vaissière, A.C., Levrel, H. Biodiversity offset markets: what is this really about? An empirical approach of wetlands mitigation banking.

Abstract

In the USA, the most recent tool to carry out regulatory biodiversity offsets for wetlands is the mitigation banking system. The aim is to compensate for various small impacts on wetlands with restoration projects carried out on fewer but larger wetland areas in order to reach a no net loss goal of biodiversity. Arising from the categorization of mitigation banking as an environmental “market”, fears have quickly emerged. The attempt of this paper, based on the new institutional economics theory, is to discuss: the real nature of the so-called biodiversity offset market, how biodiversity is taken into account and if the fears against them have proved to be justified. To answer these questions, field work was carried out in Florida. The results show that the mitigation banking system is a hybrid organizational form halfway between a market and a hierarchy. It has specific features, result of political tradeoffs, which seem to be particularly well-adapted to implement public policy dealing with a complex and poorly predictable issue: biodiversity. Most of the fears regarding market characteristics seem to be cared for with these original features which are the conditions for the existence of this new decentralized regulation tool for biodiversity conservation.

Keywords: Biodiversity offset, market, hybrid form, mitigation banking, wetlands

3.1 Introduction

Market-based instruments, and among them tradable permits, are more and more frequently used to manage natural resources, with for instance transferable fishing quotas or the carbon market (Pirard 2012). They can be aimed at facilitating the implementation of conservation policies such as biodiversity offsets. Mitigation banking for wetlands in the USA is one of these instruments (Hough and Robertson 2009). However, the complexity of biodiversity makes its conversion into homogenous tradable goods and services on a market difficult and potentially dangerous (Walker et al. 2009). For a long time, the only existing and discussed environmental offset market was the carbon market (Pirard 2012). Biodiversity offset markets are currently emerging, such as species and streams banking, however neither are as mature as wetlands banking. Most lessons for environmental markets are drawn from the wetland offset market (NRC 2001 in Bendor et al. 2011).

Specific academic studies, weighing the pros and cons of biodiversity offset markets, are conducted for many different practical aspects of wetland mitigation banking such as ecological effects (Curran et al. 2013, Palmer and Filoso 2009), impacts on vegetation development and community structure (Stefanik and Mitsch 2012), and spatial aspects (Womble and Doyle 2012). However, there are few studies focusing on the institutional and economic dimensions of these markets.

Three types of literature regarding the institutional and economic dimensions of biodiversity offset markets can be identified. First, theoretical research provides interesting points of view and their intuitions have already led to the proposal of solutions that are currently carried out in the United States' mitigation banking framework (e.g. Wissel and Wätzold 2010, Pilgrim et al. 2012, Van Teeffelen in press). Part of this research provides some criticism of the utilization of market based instruments to manage biodiversity conservation based on theoretical fears and conceptual analysis (e.g. the public choice theory), seldom on empirical results. These papers often refer to old theoretical fears that have found answers in the meantime (or which already existed at the time of publication) in the application of the United States' public policies (e.g. Bekessy et al. 2010, Walker et al. 2009). Second, some discussions show a high level of abstraction with economic models, for instance taking into account spatial aspects such as connectivity between natural areas (Hartig and Drechsler 2009), non-spatial agent-based models of a fictive tradable permit scheme to conserve habitats (Drechsler and Hartig 2011) or principal agent models (Hallwood 2007). Third, there are few empirical studies on environmental governance (Robertson and Hayden 2008, Robertson 2009), effects on urban planning (Ruhl and Salzman 2006), political aspects (Mann and Absher 2014) or willingness of agents to enter the mitigation banking system (BenDor et al. 2011).

If grey and scientific literature use the word mitigation banking “market” (e.g. Eftic et al. 2010, Madsen et al. 2010, 2011, Reid 2013, Van Teeffelen et al. in press, Wissel and Wätzold 2010), some authors question the real nature of these institutional forms (Boisvert et al. 2013, Levrel 2012, Scemama and Levrel 2014). There appears to be no studies discussing empirically and within details (1) what a so called biodiversity offset “market” really is, (2) how the complexity and unpredictability of biodiversity has been, or not, taken into account in these “markets” and (3) if the theoretical fears are confirmed by empirical results. In order to answer these questions with an empirical approach, a fieldwork with actors of the wetland mitigation banking system was organized in Florida.

3.2 Materials and methods

3.2.1 Three levels of definitions for markets

From a common economic point of view, a market is characterized by: a demand, a supply, a transaction of goods or services, property rights, information on goods and services, a real location (e.g. a territory) or virtual location (e.g. stock market), a level of competition, a price and rules organizing transactions.

To go deeper into this description, it is possible to refer to Rosenbaum's (2000) critical synthetic approach of the market definition with a view to operationalize the notion and to locate it among all existing organizational forms. There is a gradient between what can be called a pure market and a hierarchy. This approach suggests criteria to distinguish markets from other organizational forms, based on the observation that "many economists find markets almost everywhere on Earth and in history" (Rosenbaum 2000, p 1). If the 4 following criteria are checked, then the observed trade can be described as market trade:

- Voluntariness : the freedom to choose an alternative option to the transaction or to withdraw from the transaction if no alternative exists;
- Specificity: there is a mutual agreement of both parties on the exact conditions of the terms of the transaction;
- Regularity and typification: traded goods, their prices and if need be the two parties should be similar for a number of significant transactions on a significant period of time. It is not an isolated trade and traded goods are *a priori* known ;
- Competition (in the Simmelian sense): indirect conflict conducted in parallel by sellers and buyers, with temporary possibility of maintaining an information asymmetry on transactions in order to provide opportunities for trade preferred by buyers or sellers. It approaches the neoclassical sense of competition on one point: the monopsony and monopoly without the possibility of withdrawal from the transaction are not considered as competitive situations.

To complete the Rosenbaum definition, another way to provide a detailed definition of different organizational forms from an economic point of view is to use the new institutional economics theory (Williamson 1985, 1991, 1996). The new institutional economics perspective leads to focus on the institutional or organizational innovations as a means to answer the need of organizing certain transactions more efficiently: here carrying out ecological compensation. Three main organizational forms coordinate transactions: markets (as defined above), hierarchies (command and control) or hybrid forms (crossing market and

hierarchy features). This paper focuses on hybrid forms since they seem to be the more appropriate terms to describe the mitigation banking system.

According to Ménard (2004 p 351), hybrid forms “rely on partners who maintain distinct property rights and remain independent residual claimants”. Even if they are diverse, they show recurrent empirical regularities (Table 3.1). Hybrid forms have a particular combination of market and hierarchy characteristics that makes them better adapted to the characteristics of the transactions they are aimed at organizing.

Table 3.1 - Fundamental regularities of hybrid forms (from Ménard 2003 and 2004)

Regularity	Description
Pooling resources	- Coordination and cooperation (common investments), continuity in the relationship - Selective rather than opened systems (choice of partners, barriers to entry or to exit the system) - Necessary joint planning (may concern inputs, quantity, quality standards, price, training of personnel, decomposing tasks) - Adequate information system among partners
Contracting	- Well defined contracts among identified partners - Long-term contracts or frequently renewed short term contracts - Deliberate incomplete contracts in case of uncertainties linked to specific assets (possible adjustments and renegotiations, people usually in charge of adaptation and solving of conflicts)
Competing	- Importance of the competitive pressure (internally but also externally with the other organizational forms) - risk of individual opportunistic behaviors or migration of partners from one organizational form to another lead to the implementation of internal mode of regulation and control

3.2.2 A field work in the “state of wetlands”: Florida

This article benefits from information on the online database created by the USACE (United States Army Corps of Engineers) with support from the Environmental Protection Agency (EPA) and the U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS): the Regulatory In lieu fee and Bank Information Tracking System (RIBITS) (Table 3.2).

Table 3.2 - Information relative to Florida (March 2014)

Criteria	Description for Florida (matches with Jacksonville USACE district)
Wetlands (acres)	11.4 million acres Second state with the greater amount of acres of wetlands after Alaska (174 million acres) (Dahl et al. 2005, Hall et al. 1994) One of the most wetland-dense regions with a relative wetland density of 20-35 % of total district land area (BenDor et al. 2011)
Prior uses of wetlands	Considered waste lands and badly ditched and drained for a long time. Southern Florida: agriculture and cattle thanks to <i>Malaleuca</i> trees (now invasive species) to dry the lands Northern Florida: timber exploitation.
Number of banks	4 th district in the USA 101 of which 70 approved and 26 pending, and 10 banks only approved by the State
Surface area covered by mitigation banks	1 st district in the USA Nearly 190,000 acres

A fieldwork in Florida was organized in 2013. Around 20 mitigation bank locations were toured and 54 face-to-face semi-structured interviews were carried out with various actors of the mitigation banking system. All possible types of persons involved in the mitigation banking system except developers were interviewed. Among the 54 interviewees, 20 are environmental consultants, 28 have a role in the mitigation bank (as a landowner, a manager or a mixed status (including other tasks such as operating the bank or selling the credits)), 4 are brokers, 7 are regulators and 6 hold another profession (e.g. lawyer, academic) (Table 3.3). Among these 54 persons, 36 have only one role described in Table 3.3, 12 combine 2 roles, 5 combine 3 roles and one combines 4 roles. The detailed list of respondents with their role allocation within the mitigation banking system can be found in Appendix 1 (section 3.6.1). Most of them are environmental consultants and mitigation bankers. No names of banks or respondents are specified in order to keep the interviews anonymous.

Table 3.3 - Sample of interviewed actors of the mitigation banking system of Florida

Role		Number of actors	
Environmental consultant		20	
Mitigation banker	Landowner	13	28
	Manager	17	
	Mix	12	
Broker		4	
Regulator		7	
Other		6	
TOTAL		54	

These interviews covered the information on 71 banks out of the 91 approved or pending banks at the time of the field work (Appendix 2 in section 3.6.2). The collection of qualitative and quantitative information from expert sayings and some shared documents have been gathered in a database. Some qualitative information has been transformed to quantitative data when it was possible and relevant. Qualitative data was necessary to describe the mitigation banking system.

3.3 Results and discussion

3.3.1 Rationale of the wetland mitigation banking system in Florida

The mitigation banking system is based on the Clean Water Act (CWA) that requires compensation for impacts on wetlands in order to reach a *no net loss* of this type of ecosystem in the United States' territory (Hough and Robertson 2009). The normative aim of *no net loss* is to reach an equivalency between ecological function losses and gains in a given service area. In Florida, actors are under the obligation to fulfill the requirements of ecological compensation at the federal level (USACE), and at the state level (Florida Department of Environmental Protection (FDEP) or Water Management Districts (WMD)).

Mitigation credits are defined on a biophysical nature basis (palustrine⁷⁷ emergent credits or estuarine credits for instance) and are determined by using assessment methods. Credits correspond to the extent of biodiversity loss caused by the developers and to the extent of biodiversity gain produced by a mitigation banker. The debt of the developer is expressed in mitigation credits that have to be bought from mitigation bankers who own mitigation credits

⁷⁷ Terrestrial wetlands that are not under tidal influence.

approved by regulators. The geographical area within which mitigation credits can be traded is physically demarcated by a *service area* defined on a hydrographic criteria basis.

The three main groups of actors of this system are therefore developers, mitigation bankers and regulators (Figure 3.1). They interact with other actors who facilitate the transactions, such as environmental consultants that hold a key role as mediators between mitigation bankers and regulators on one hand and between developers and regulators on the other (Vaissière et al. unpublished results). Environmental consultants negotiate the number of allocated or required credits, assess equivalencies, discuss the delineation of the service areas or conduct the monitoring.

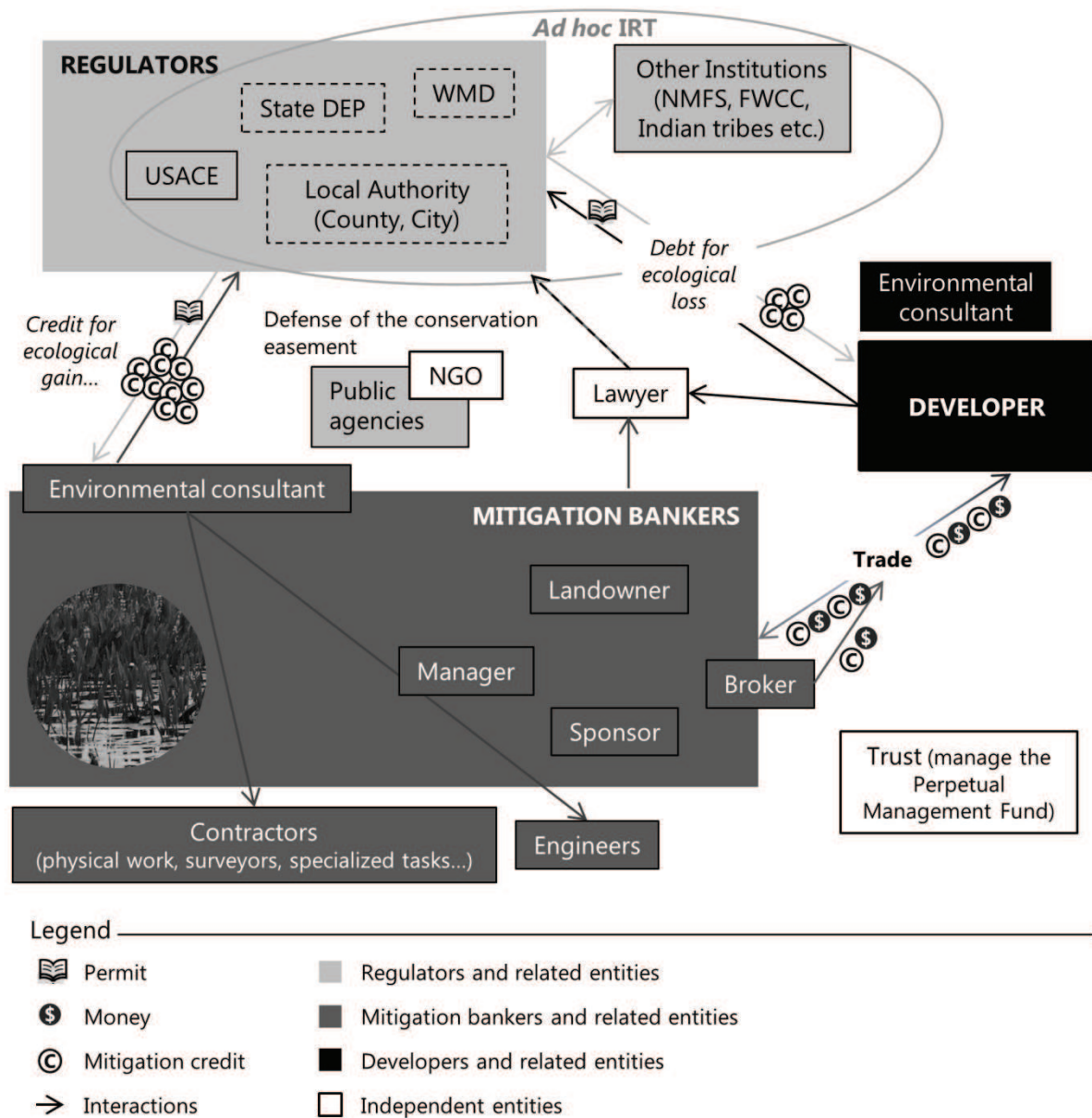


Figure 3.1 - Interactions between actors of the mitigation banking system

3.3.2 Market characteristics of the mitigation banking system

In the light of the fieldwork in Florida, the mitigation banking system seems to be an organizational form that has some particular characteristics of a market but that is also different in several ways.

3.3.2.1 Demand for mitigation credits

Demand comes from developers of projects that have significant residual impacts⁷⁸ on aquatic ecosystems and who can offset them by buying credits from a mitigation bank in order to fulfill the regulatory requirement of *no net loss*. Credits correspond to the type of ecosystems specifically impacted. This demand is based on the level of application and of requirement of the regulation on compensation: i.e. the regulators determine the quantity and quality of credits the developer must buy. This demand is negotiated between the regulators and the developer usually via an environmental consultant.

The 2008 Final Rule (USACE and EPA 2008) set a preference for mitigation banking⁷⁹. Developers are instructed to fill a ten steps document, which is expensive and time consuming, to justify the fact that they cannot use a mitigation bank. In addition to this legal preference, mitigation banks offer other comparative advantages to developers with respect to *Permittee Responsible Mitigation (PRM)* and *In Lieu Fee (ILF)* (GAO 2005, NRC 2001).

First, developers free themselves from the wait of obtaining a permit for their PRM project. They only have to buy credits and they can rapidly set their minds on other investments. The permitting delay, often lengthy, and the period of time needed to release the credits, which depends on the success measured by ecological performance criteria, is supported by the mitigation bankers.

Second, the transfer of responsibility, which occurs during the purchase of mitigation credits, causes the developer to relinquish legal responsibility for the success of mitigation banks based on performance criteria. Again, it is a procedural efficiency and savings of risk taking for the developer. On the other hand, as discussed later, credits are expensive for developers and are not always more attractive than setting up a PRM on a strictly financial level.

⁷⁸ In the mitigation hierarchy, developers must prefer avoidance and minimization before going to compensation. In this last step of the hierarchy, residual impacts may be compensated.

⁷⁹ This is a preference hierarchy with first mitigation banking, then in lieu fee (ILF) and finally permittee responsible mitigation (PRM) (33 Code of Federal Rules 332.3 (b)).

3.3.2.2 Supply for mitigation credits

Supply is linked to the realization of an ecological restoration project by a mitigation bank for which the regulator in charge of compensatory mitigation (federal and Floridian regulators) releases a certain amount of mitigation credits. Credits are released to the mitigation bank following a schedule based on the achievement of ecological performance criteria⁸⁰ defined in the *Mitigation Banking Instrument* of the bank. This supply is negotiated between the regulators and the mitigation bankers usually via an environmental consultant. The word mitigation bank is used to name both the place where the ecological restoration action is realized and the organization in charge of realizing it.

There are two main types of mitigation banks depending on whether actors are of a public or private entity. *Private* banks gather private actors that own and manage the bank. *Public/private* banks consist of a partnership usually between a public entity (a state, a county or a WMD) and a private entity. One entity owns the land and one entity realizes and manages the bank. Financial arrangements are varied (Box 2). *Private* banks usually do not like this second type of banks that strikes them as a form of unfair practice for two reasons: (1) the land, which is often the largest investment, is provided by the public person and (2) there is a potential for conflict of interest if the regulator involved in the mitigation bank project is also involved in the permit approval for another bank in the same service area. Moreover, the fact the taxpayer should pay for the investment in these public/private banks is overall poorly perceived even if the funds collected by the selling of the credits is then spent on other environmental actions.

Box 2 - Examples of financing arrangements for public/private and public mitigation banks

A public/private bank on a publicly owned land: 10% of the revenue or 50% of the profit is transferred to the public landowner. This money finances other governmental environment projects.

A public bank on a private land: 20% of the profit is kept by the public sponsor to refund the implementation of the management plan and to finance other governmental environment projects. The remaining 80% of the profit is transferred to the private landowner until full reimbursement of the land.

A bank in which the sponsor is a NGO on a private land: the NGO has a special account to maintain its non-profit statute. They refund their actions with the revenues and they only pass the variable extra amount of money to their private partner.

⁸⁰ Some credits are released at the beginning of the project for the setting of the conservation easement or of the financial assurances for instance, and for the effective realization of ecological engineering actions.

Mitigation bankers invest in zones where development projects are expected and in restoration projects that would provide demanded types of credits (see Box 2). Hence, most of the time, mitigation banks are located in rural zones close to expanding urban zones (Ruhl and Salzman 2006). Planned public projects which are usually announced well in advance as road projects of the Florida Department of Transportation (FDOT) attract mitigation banks along their route. Local developers may invest in a mitigation bank in order to be sure there will be available credits in the area in which they will have to compensate for impacts.

There is currently a complementary and opposite evolution between mitigation banks supply and housing supply. With the global financial crisis, the demand for housing is decreasing which logically leads to a decrease of the demand for mitigation credits. However, mitigation bankers feel it is a temporary interest: lands are affordable because they are less in demand for other uses. Another interesting stylized fact is that some lands which were purchased for urbanization are now turned into mitigation banks, because this sector is more profitable in certain areas. Mitigation bank actors are confident that the economy will recover soon so they are stocking up on compensatory solutions for a lower cost. Otherwise, the public demand still exists and public entities such as the FDOT⁸¹ are currently the first client of some banks (41 of 70 approved banks have sold credits to the FDOT).

The emergence of the mitigation banking system led to the creation of a sector with new professions such as brokers of mitigation credits or environmental consultants specialized in turnkey mitigation banking solutions (they create, manage and operate the bank). The private lobby of this new sector is quite powerful with the National Mitigation Banking Association (NMBA) and its local branches such as the Florida Mitigation Banking Association (FMBA). In 2011, 40 of the 64 approved banks with a federal permit in Florida, that is 60%, were members of the FMBA. The current most negotiated points by this association are the definition of wetlands and the type of financial instrument the mitigation bankers may use to prove financial assurances.

3.3.2.3 The traded environmental commodity, property rights and information

Mitigation credit does not relate to a commodity under the economic theory; it is more about a negotiation process than a market for goods.

First because the credit is subject to a double negotiation: on the quantity and on the price. Each State decides whether they wish to carry out a two scales regulation. In Florida, even if

⁸¹ Jacksonville District has the higher number of total lane construction km between 200 and 2007 with 96,000 km (BenDor et al. 2011).

most of the time the number of credits required by both regulators are similar, the USACE and the FDEP or the WMD do not have the same definition of wetlands especially for uplands surrounding them. The USACE only approve palustrine forested credits for a strict 100 meters buffer surrounding the wetlands. The FDEP investigate in greater details the interest of the forest as a water catchment area for the wetland that is targeted for restoration. Federal and state regulators may thus have a different assessment of the number of credits needed to compensate for an impact and the number of credits approved for the realization of a bank. A mitigation bank has two columns in its ledger⁸²: one for the “federal credits” and one for the “state credits”. Because federal and state credits represent different appraisals of a same compensatory measure, developers do not have to buy both types of required credits, they buy “combined credits”. This means the developer pays the larger amount of required credits even if the mitigation bank withdraws the demanded federal and state credits from its ledger. This mechanism can lead to certain difficulties and slowness, but the automatic double analysis of the impact and its required compensation can offer a better implementation of ecological compensation.

Second, because there is no fixed currency for the credits, even within a service area. Credits are not only defined on a restored ecosystem type basis but also on a used assessment method basis. For instance in Florida, the assessment method that tends to be widespread is the Uniform Mitigation Assessment Methodology (UMAM) but most of the banks established before the creation of this new method were using the ratio method or other methods specifically invented for a bank. Hence, there are UMAM credits or ratio credits. The credits required by the developer must match the type of credits that the targeted bank for the transaction is selling. One of them has to translate its credits to the currency of the other one.

There is a true transfer of right via the purchase of a credit because the landowner transfers its right of destruction where the mitigation bank is realized to the developer for an impact on another land. However, credits do not have a physical representation within the mitigation bank. They correspond to a part of the mitigation plan implementation for the restoration of the wetland. It is more about an exchange of a service supplied by the mitigation bank to the environment, an ecological lift for which a developer has paid.

The online database RIBITS gathers and circulates information on mitigation banks and undertaken transactions (vision of a perfect competition). However, parallel knowledge networks also exist due to a history of relations between local actors. Informal relationships facilitate transactions.

⁸² Each bank have to keep an up to date ledger with debits and credits of mitigation credits.

3.3.2.4 Size of the market

Service areas can be defined as little markets from a spatial point of view. A service area usually matches with a sub-basin under the US Geological Survey classification: 1,800 km² in average (Seaber et al. 1987), which is almost the area of the Kings Canyon national park in California. In Florida, service areas range from 255 km² (almost the area of the Dry Tortugas national park in Florida) to 3544 km² (almost the area of the Olympic national park in Washington).

Even if there is a supply and a demand, they remain low and at very small scale. It is possible to talk about markets at the scale of service areas but it is not possible to say there is a mitigation credits market like there is a carbon market. Mitigation bankers may negotiate to extend the service area usually via an environmental consultant while regulators must be careful about the service area maintaining an ecological meaning.

3.3.2.5 Level of competition

There are monopolistic or oligopolistic markets. In Florida, 10% of the banks do not have any competitor. However, the 90% remaining banks have juxtaposed service areas but they can continue to be in a monopolistic situation in some parts of their service area and/or for a credit type. Mitigation banks are aware of the risk of flooding the market with credits: it would make them decrease the price of the credits at the risk of making the economic performance of their project decrease. However, it is now difficult to find potential sub-basins with expected development and without any mitigation bank in Florida.

An oligopolistic or monopolistic market is a source of a rent for mitigation banks that can control, at least partially, the price that would be knocked down by free competition. In comparison with the classical analysis of the consequences of oligopolies on prices, competition remains quite high between mitigation banks at the scale of a service area. However, the conclusion is similar because even if mitigation bankers do not particularly agree on a price, the price remains quite high (see section 3.3.2.6). Hence, the whole society pays an excessive price for compensation that could be less expensive. At first sight, it is possible to consider this point as meaningless because the developers do have to pay for this additional cost. But subsequently this additional cost will be transferred to the price of other goods the consumer will purchase and hence will cause a social additional cost.

Established mitigation banks may lodge an appeal in order to create barriers to enter the market or they can also use the price of the credits (Box 3). The ultimate goal of bankers is to sell their credits before there is a strong competition on their market. However, once a bank

is sold out (i.e. all the credits have been released and then sold), this provides an opportunity for new mitigation banks to enter the market of a service area.

Box 3 - Barriers to entry and dumping

Here is an example in Florida with the bank New⁸³ that wanted to get established in the same service area than the already established bank Here. The bank Here had already invested USD 10 million for a restoration in a cheap land. Their permit having been approved in 1999, they were ready to sell their first released credits in 2001 for USD 100,000 per credit. They experienced a prosperous period, during which the demand for compensation was high with a strong economy and during which, being the only one in their service area, they had no competitors. They sold a large part of their credits. The bank New planned to invest USD 13 million for a more ambitious restoration on a more expensive land than the bank Here. The restoration project of New was to transform a former arm of river bordered by a forested wetland (converted into citrus farm) into a wetland delivering a maximum of palustrine emergent credits. This *creation* project is more ambitious than the *restoration* project of Here because the original nature of the wetland was forested and not herbaceous. Implementation costs are more important: the ground had to be broken in order to enlarge the original size of the arm of river. This is a strategic investment because palustrine emergent credits command a higher price and are more in demand than palustrine forested credits in this area. New was ready to be approved in 2000 but, between 2000 and 2006, surprisingly, Here filed a complaint at the local WMD regarding the negative financial impact of the bank New on the bank Here. Thus between 2000 and 2006, Here sold for USD 18 million worth of credits generating a profit of 8 million while New saw its debt increase because its credits had not been released. In 2009, at the beginning of the global financial crisis, New finally had its first credits released. New was planning on sell their credits at the price of USD 125,000 but decided to sell the first ones at the price of USD 80,000, thus imagining having a comparative advantage over Here; this was indeed the case for 6 months. Here having already recovered its investment, could afford to lower its credits to the price of USD 50,000. Then the effect of competition kicked in: New lowered its credits to the price of USD 45,000 and Here to the price of USD 30,000, then New to the price of USD 20,000 and finally Here to the price of USD 5,000. New could not go any lower because they would then have never been able to repay their debts. After a discussion with the USACE and the FDEP, New abandoned the project and the bank was suspended. A person closely related to this story's actors says: "They have let New bleeding on the public place." The bank New went bankrupt after having sold 17 credits to developers. To perpetuate the environmental action represented by these 17 credits sold to offset several impacts, the USACE has recovered the long-term fund. The USACE finances the rest of the implementation of the management plan but only for an estimated surface area equivalent to the 17 sold credits. The rest of the bank area is not considered in a good enough shape to invest in restoration actions. The surface of the whole bank has been turned into a Conservation Area. The conservation easement is not changed and is still handled by the State of Florida.

⁸³ The names of the banks have been changed in order to respect the anonymity of the interviews.

3.3.2.6 Price setting

Generally, negotiations on the credits price, the payment plan and the transaction directly take place between the developer and the mitigation bankers or via a broker. There are few brokers in Florida, they cover a large amount of banks and they have a role of balancing and stabilizing the credit prices. Regulators, who have validated upfront the number of credits allocated to the bank and the number of credits required to offset the impact, are never involved in these negotiations in order to respect the principle of free competition. They validate the transaction once its terms have been defined. There is an original situation here: because the developer is not responsible for the success of the mitigation bank, he does not care of the quality of the credit. The regulator, who is not involved in the transaction, cares about it.

In a monopoly situation, the mitigation banker sets the price of the credits a little below the cost that the developer must bear if he opts for a PRM in order to be competitive and to encourage developers to purchase credits. However, since the 2008 Final Rule, it may be sufficient for the credits to be "affordable" to potentially be purchased because the USACE has a soft preference for mitigation banking. In an oligopoly situation, prices adjust according to the markets on which they are traded, that is to say the service areas. If a bank is facing a tight cash flow situation, the banker can decide to reduce the price to sell more credits and receive cash. Mitigation bankers can implement marketing principle such as advertising or a discount on the purchase of a certain quantity of credits (Table 3.4). The price structure in public or private/public banks has to be approved by county commissioners during a board with the mayor.

The credits prices are usually high (from USD 25,000 to 200,000 per credit in Florida) and represent a financial incentive for the emergence of these banks with a fast and good return on investment. The rarest credits, such as estuarine credits, are more expensive (in the high price range). The expected income helps to counterbalance the many difficulties that arise for anyone who wants to create a mitigation bank. The upfront costs are substantial (the land cost in particular) and not always feasible for mitigation banks with a low cash flow. In addition, procedures for permitting and credits approval are heavy. Other difficulties arise: the non-achievement of performance criteria for the release of all the credits, the arrival of a competing bank in the service area or the absence of the expected development leading to a lack of demand for credits.

Table 3.4 - Example of discount or extra-fees for the purchase of ratio credits in 2007 for a public/private bank

Number of purchased credits	Price/Credit
1 to 4	USD 49,500
5 to 9	USD 47,500
10 and over	USD 37,500
Fractional (.1 to .8)	USD 5,500*

* cost per one-tenth of a credit

3.3.2.7 The rules of the game of the mitigation banking system

The mitigation banking system faced a strong institutional uncertainty in the nineties. The first generation banks have sometimes caused scandals (Gardner 2011, Pittman and Waite 2009) but these now appear to be increasingly rare. The rules of the game have been stabilized through an increased regulatory intervention in these market-based mechanisms. This increasing stability results in the following institutional environment:

- Since the Final Rule in 2008, the USACE has a soft preference for mitigation banking compared to other existing institutional forms (*permittee responsible* and *in-lieu-fee*).
- Success of the compensatory measure is the responsibility of the mitigation bank sponsor⁸⁴. Thus concentrated in a limited number of hands, the responsibility is clearer and, the actions easier to control.
- An inter-agency review team (IRT) is defined for each bank project. It gathers experts having jurisdiction or an advisory role on the proposed banking operation (e.g. on assessment methods, credit release schedule, achievement of the success criteria) during the application process of the permitting and then the lifetime of the bank. USACE, FDEP, one of the WMD and the county are almost always involved. For specific interests, the United-States Fish and Wildlife Service (USFWS) and the Florida Fish and Wildlife Conservation Commission (FFWCC) represent fauna; and the National Marine Fisheries Service (NMFS) represents coastal and marine environments for instance.
- A conservation easement protects the land where the restoration was carried out from all development in perpetuity. This legal document is hold by one or more third parties (usually NGOs) and is linked to the ground. Non-extractive and non-impacting uses of the property

⁸⁴ The sponsor of the bank has their name on the permit. They may be the landowner but also the manager for instance.

can be negotiated like the access for family use or hunting, provided they are selective and included in the management plan of the bank.

- Financial assurances are required during the permitting process of the bank. A *construction fund* is settled to be sure money is available to implement the management plan and the first years of monitoring. A *long-term fund*, based on specific financial instruments playing on the percentage of interest, is settled to generate enough money for the maintenance of the bank in perpetuity. If a bank goes bankrupt, the money on these two funds should be transferred to a public agency or an NGO that would take over the management of the bank.

- Ecological gains and losses in the area covered by the banks or on the impacted site are increasingly valued on an ecological function basis (notes) and less on an area basis (ratios).

- Credits are progressively released following a credit release schedule based on the achievement of specific and mainly ecological performance criteria. If the criteria are not met, the credits are not released. If the situation continues, the bank may be suspended (the sale of the credits are blocked, the ledger is declared frozen).

- The online database RIBITS managed by the USACE gathers basic information on the nature of the mitigation credits and the ledgers. This market transparency is highlighted by regulators and taken over by mitigation bankers to gain the confidence of developers and the population in general.

- Banks have to be self-sustaining. Projects that depend on human management are no longer approved. For instance, a system of pumps maintaining the circulation of water in an estuarine ecosystem is risky and would be too expensive.

3.3.3 The mitigation banking system: halfway between market and hierarchy

3.3.3.1 An organizational form with market and hierarchy characteristics

Rosenbaum's criteria enable us to go deeper within the description of the mitigation banking system. Table 3.5 shows that even if each criterion is verified for the market, it also systematically has some features that are closer to a hierarchy.

Table 3.5 - The characteristics and features of the mitigation banking system halfway between market and hierarchy

Criteria	Approaches the market	Approaches the hierarchy
Voluntarity*	Freedom of choice between several banks in case of an oligopoly or when negotiating with regulators to use another compensation tool	Freedom of choice restricted by the federal preference for mitigation banking Trade ordered and approved by the regulator who is still responsible for a large part of the steps of mitigation banking system implementation (including instruction of permitting process, monitoring approval and control,)
Specificity*	The mitigation bank sponsor and the developer precisely know the terms of the transaction: transfer of responsibility	Mitigation banking instrument and permits issued to mitigation bank sponsors or to developers remain incomplete so as to be adaptable over time and to the scale of projects
Regularity and typification*	Some types of homogeneous credits easily tradable on a service area	Complexity of credits doubly negotiated for the same action (quantity and price) and varying according to the assessment method Not so regular, not necessarily regular customers
Competition*	Terms of the transaction (price) established between the mitigation bank and the developer Interactions and strategies between the actors of the transaction (buyers and sellers)	Transaction approved by regulators More constraints acting on the competitiveness of public/private banks than on private banks
	Oligopoly in a service area	Monopoly ⁸⁵ in a service area
	Entry of a bank in a market (service area) may be refused to prevent excessive competition and thus maintain the interests of individuals (implicit)	Entry of a bank in a market (service area) may be refused to prevent excessive competition and thus maintain the interests of the organization

* Rosenbaum (2000)

⁸⁵ The commodity is the mitigation credit and not the offset solution. In the latter case, it is not a monopoly because the buyer can move to another available type of offset (ILF or PRM). However, the preference for mitigation banking hinders this freedom of choice.

The market characteristics of the mitigation banking system allow a certain degree of autonomy and self-adjustment between developers and mitigation banks once the number of allocated or required credits is determined by regulators.

The hierarchical dimension of this form can be established from the control and the important role played by regulators in this organization including compliance with environmental objectives. Thus, the entire system is based on rules imposed by public actors: market size based on hydrologic units, obligation of an insurance system and of a conservation easement, environmental standards to reach, validation of the assessment methodology, conditionality for the release of credits and operating rules of trade.

3.3.3.2 Hybrid form regularities of the mitigation banking system

Finally, the new institutional economics approach explains how the mitigation banking system is akin to a hybrid form, halfway between market and hierarchy, with specific characteristics fitted to the organization of a particular transaction (Ménard 2003, Williamson 1991, 1996). The common characteristics of hybrid forms described by Ménard (2003) are detailed below for the mitigation banking system.

Pooling resource

There is coordination and cooperation among mitigation bankers that choose more or less partners depending on how much they want to decompose the tasks within the investment in a mitigation bank project. There is a continuity and a frequency in the relationships among the mitigation bankers of a project and between regulators and mitigation bankers. There are barriers to entry the market (e.g. the entry of a bank in a service area needs to get a permit approved) and to exit from the market (e.g. funds have to be provided to the entity that recovers the banks for the long term management). Mitigation credits are the common currency between the different actors of the system; their quality and quantity are negotiated and planned. Environmental consultant and regulators are trained for the implementation of assessment methods. The RIBITS database makes a great quantity of information available for all.

Contracting

The mitigation banking system can be described as a series of contracts between the groups of actors of the system in which the identity of the actors are known:

- The promise of sale and the certificate of sale for credits are the contracts between the developer and the mitigation bank;
- The permit for carrying out the mitigation bank and the Mitigation Banking Instrument are the contracts between the regulator and the mitigation bank;

- The permit obtained through the purchase of credits to a mitigation bank in order to meet the regulatory compensation requirements is the contract between the developer and the regulator.

The first type of contracts is a fairly comprehensive standard complete contract which may suggest that the mitigation banking system is a market. The two other types of contracts are closer to the type of contracts described in the case of hybrid forms. They include items that have to systematically appear such as financial assurances, a management plan, a credit release schedule or a preventive adaptive management plan. However these two last types of contracts remain flexible and involve zones of uncertainty or of incompleteness in order to be interpreted and adapted to each situation. Environmental uncertainty (uncontrollable natural events for instance) structurally leads to zones of uncertainty and incomplete contracts. Regulators may prevent too many zones of uncertainty in order to be sure they would have legal recourse in case of noncompliance (GAO 2005) or of opportunistic behaviors. The perpetuity checks the long term contract characteristic of hybrids.

The system's groups of actors are bound by a multitude of contracts:

- A private environmental consultant may be hired by mitigation banks for the duration of the permitting process and sometimes of the establishment of the bank. They are the intermediary in charge of the adaptation and of the negotiations;
- The landowner can create a joint venture (considered as an hybrid) with the mitigation bank and thus share the income corresponding to the sale of the credits;
- Lawyers can intervene to establish such contracts or to resolve disagreements between the parties to these contracts. It is a standard complete contract.

Competing

The internal competitive pressure is high between mitigation bankers on the scale of the service areas and for certain very specific credits (which is more the case with species credits within conservation banks). However, it is not so high externally due to the soft preference for mitigation banking compared to other existing institutional forms (PRM and ILF). The risk of opportunistic behavior and the general control and stabilization of the system is globally managed by the regulators. The IRT particularly defends biodiversity interests while from the mitigation banking industry's point of view, the lobby is in charge of the defense of mitigation bankers' interests. The preference for mitigation banking limits the risk of partners migrating to another type of organizational form.

3.3.3.3 A hybrid form with fitted features that answer theoretical fears

Mitigation banking can be considered as an adapted organizational form to manage biodiversity dynamics with numerous original features (Figure 3.2) fitted to biodiversity needs on the one hand (heterogeneous complex wetlands and their functions, a research of equivalency and no net loss) and to market needs on the other hand (numerous homogeneous tradable goods on a market, and stable rules in order to take a position on the market and to invest).

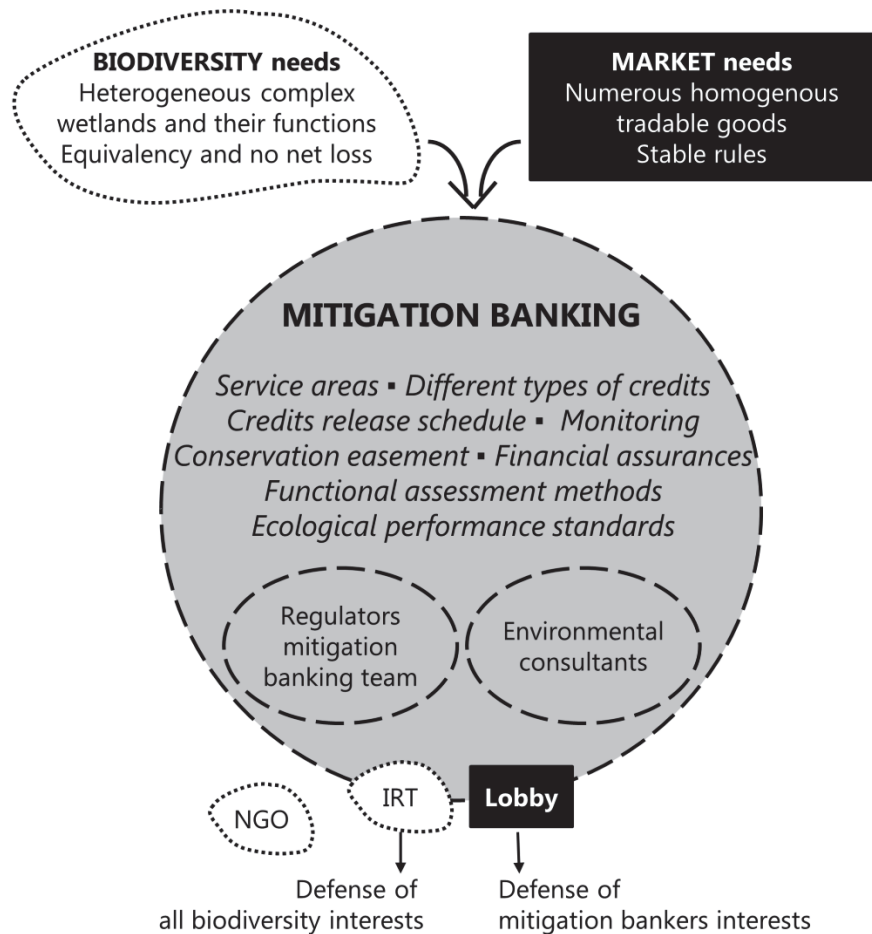


Figure 3.2 - The hybrid form of mitigation banking

The conservation easement and the long term management fund enable the ecological lift to be maintained in perpetuity. The credit release schedule is based on the achievement of ecological performance standards. The complexity of aquatic ecosystems and their geographical specificity are respectively taken into account through the rationale of mitigation credits and service areas. Because the exchanges are multiple geographically and multiple in the type of traded goods, the mitigation banking system cannot be compared with a global market such as the carbon market.

However, taking into account the complexity of biodiversity can lead to the development of risky institutional arrangements for mitigation bankers (BenDor et al. 2011). For instance if the service area is too restricted, the market for the mitigation credit is likely to be small: the wish of allowing the trade at a local geographical scale faces the market need of having numerous potential clients in a large market. Another example: if there are too many types of credits, the supply is likely to never meet the demand: the market need of heterogeneous credits that would translate the complexity of wetlands faces the need of having homogenous tradable goods.

In order to make the mitigation banking system economically viable, regulators must take into account both ecological and economic stakes to find compromises. Therefore, the operating requirements of this hybrid form lead to adjustments that may decrease the objective of biodiversity conservation (for a detailed analysis of these feedback processes, see Vaissière et al. unpublished results). Regulators particularly must be aware of possible opportunistic behaviors from other actors of the mitigation banking system.

Within the hybrid form, the team of regulators in charge of mitigation banking and environmental consultants can be considered as hybrid actors because their aim is to find compromises for the various decisions about establishing a mitigation bank. The features of the mitigation banking system are the result of negotiations and adjustments between ecological and economic stakes thanks to a controlled flexibility of the system. Within these negotiations, some actors have a more exclusive role: the IRT defends biodiversity interests while the lobby defends mitigation bankers' interests. NGO or other public agencies defend biodiversity interests through the defense of the conservation easement and the financial assurances or by being in charge of the long term management of a mitigation bank.

Most of theoretical fears found in the literature can be answered by the original features of this hybrid form. For instance Walker (Walker et al. 2009) deplores a disregard for exchange restriction regarding type, space and time. Even if this is understandable for Australian literature that deals with the so far very limited mitigation banking experience with the BioBanking in the New South Wales⁸⁶, the United States' wetlands mitigation banking policy adopted measures that answer these limits: respectively types of credits, service areas and credit release schedules based on the achievement of ecological performance standards under the supervision of the IRT. The specialized actors described in this section answer the common fear of opportunistic behaviors within the context of a new business.

⁸⁶ For instance they still have surface approaches (Maron et al. 2013) and the total amount of credits is released when the project is approved (Mc Kenney and Kiesecker 2009).

3.4 Conclusion

The attempt of this paper was to answer three questions mentioned in the introduction: the real nature of the market, how biodiversity is taken into account in this type of so-called biodiversity offset markets and if the fears against them have proved to be justified.

The mitigation banking system is akin in some respects to a market but this paper shows it is a hybrid form halfway between market and hierarchy. The market characteristics of the mitigation banking system allow a certain degree of autonomy and self-adjustment between developers and mitigation banks once the number of allocated or required credits is determined by regulators.

This organizational form can be considered as adapted to the complexity of biodiversity but also to the requirement for feasibility for mitigation bankers. Therefore tradeoffs between ecological and economic aims are possible through a controlled flexibility of the system (Vaissière et al. unpublished results). Specialized actors are given responsibilities to avoid opportunistic behavior in this system and to allow equilibrium between biodiversity conservation aims and the economic viability of this system that is the condition for the existence of this new decentralized regulation tool for biodiversity conservation.

There are some fears coming from the fact that biodiversity mitigation banking, considered as a market, can be a threat for biodiversity conservation. Some of these fears are in accordance with the limits discussed in this paper such as the risk of having simplified currencies for mitigation credits that are poorly measurable, the risk that mitigation bankers have opportunistic behaviors or the possible temporal loss due to the release of advanced credits. However, the institutional arrangements of the mitigation banking system usually deal with these risks.

Some articles are supposed to deal with biodiversity offset markets but end up in criticizing the very principle of biodiversity offsetting with common fears (e.g. Burgin 2008). This paper does not come back to the controversial aspects and many inherent difficulties regarding the very principle of biodiversity offsetting or offsite mitigation. These are “numerous and complex” (Pilgrim et al. 2012) and stray far away from the question of using market based instruments to implement the no net loss policy.

By entering into a logic of high durability and admitting that biophysical constraints come to impose on the economic model, the recent history of the mitigation banking system for wetlands finally led to the emergence of a complex organizational form, not really a market, not really a hierarchy. Now this paper has attempted to clarify what this biodiversity offset

market really is, beyond the recurrent debate about the pros and cons of mitigation banking and the fear of markets in principle, it is important to understand that the current features of this hybrid form are the result of political tradeoffs. This institutional and organizational complexity seems to offer an adaptive response to the challenges of managing complex dynamics that drive biodiversity. Even if this innovation probably does not lead to the ideal of ecological no net loss (Curran et al. 2013), it at least made the implementation of the ecological compensation effective, which has been very partially the case with the other types of biodiversity offsets, especially thanks to a reduction of the number of entities in charge of carrying out and controlling the compensation projects. However, extreme attention must be paid to the risk of opportunistic behaviors. The more innovative features to protect the system from these are the conservation easement, the transfer of responsibility and the financial assurances under the control of different actors. These evolutions have been realized through the development of the mitigation banking system but most of them are now also asked for the two other types of biodiversity offsets. The emergence of the mitigation banking system may be described as a way to globally better implement the biodiversity offset policy provided it is well supervised.

Acknowledgements

We would like to thank the University of Western Brittany (UBO) and the Europôle Mer research consortium which have financed the field work in Florida and to the IFREMER Marine Economics Unit and the Brittany region for supporting our work. During the stay in Florida, we were the guest of the Oceanographic Center of the NOVA Southeastern University: we thank them for their warm welcome and we enjoy our collaboration with them. This article and our research is possible thanks to meetings with Floridian actors of the mitigation/conservation banking system who were very available to answer our questions, we thank them too for their time. Special thanks go to Rebecca Buick for her helpful advice.

3.5 References

- 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.
- BenDor, T.K., Riggsbee, J.A., Doyle, M. (2011). Risk and markets for ecosystem services. *Environmental Science & Technology* 45(24): 10322–10330.
- Boisvert, V., Méral, P., Froger, G. (2013). Market-based instruments for ecosystem services: institutional innovation or renovation? *Society & Natural Resources*, 26 (10): 1122–1136.

- Burgin, S. (2008). BioBanking: An environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17(4): 807–816.
- Curran, M., Hellweg, S., Beck, J. (2013). Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications*, 24(4): 617–632.
- Dahl, T.E. (2005). *Florida's Wetlands: An Update on Status and Trends 1985 to 1996*. Washington, D.C.: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 80 p.
- Drechsler, M., Hartig, F. (2011). Conserving biodiversity with tradable permits under changing conservation costs and habitat restoration time lags. *Ecological Economics*, 70(3): 533–541.
- Eftec, IEEP, ten Kate, K., Treweek, J., Jon Ekstrom, J. (2010). *The use of market-based instruments for biodiversity protection – The case of habitat banking – Technical Report*. Londres : Eftec, 264 p.
- GAO [Government Accountability Office] (2005). *Wetlands protection. Corps of engineers does not have an effective oversight approach to ensure that compensatory mitigation is occurring*. U.S. Government Accountability Office Report GAO-05-898, Washington, D.C.
- Gardner, R.C. (2011). *Lawyers, swamps, and money: U.S. wetland law, policy, and politics*. Washington: Island Press, 255 p.
- Hall, J.V., Frayer, W.E., Wilen, B.O. (1994). *Status of Alaska Wetlands*. Washington, D.C.: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 36 p.
- Hallwood, P. (2007). Contractual difficulties in environmental management: the case of wetland mitigation banking. *Ecological Economics*, 63(2–3): 446–451.
- Hartig, F., Drechsler, M. (2009). Smart spatial incentives for market-based conservation. *Biological Conservation*, 142(4): 779–788.
- Hough, P., Robertson, M. (2009). Mitigation under section 404 of the clean water act: where it comes from, what it means. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1): 15–33.
- Levrel, H. (2012). *Les acteurs économiques de la biodiversité. Exemple de l'impact des banques de compensation aux Etats-Unis*. Dans Fleury, C., Prévot-Julliard, A.C. *L'exigence de la réconciliation : Biodiversité et société*. Paris : Fayard., p. 83–194.
- Madsen, B., Carrol, N., Kandy, D., Bennett, G. (2011). *2011 Update. State of biodiversity markets report: offset and compensation programs worldwide*. Washington: Ecosystem Marketplace, 73 p.

- Madsen, B., Carrol, N., Moore Brands, K. (2010). *State of biodiversity markets report: offset and compensation programs worldwide*. Washington: Ecosystem Marketplace, 73 p.
- Mann, C., Absher, J.D. (2014). Strategies for adjusting policies to institutional, cultural and biophysical context conditions: the case of conservation banking in California. *Journal of Land Use Policy*, 36: 73–82.
- Ménard, C. (2003). Économie néo-institutionnelle et politique de la concurrence les cas des formes organisationnelles hybrides. *Économie Rurale*, 277(1) : 45–60.
- Ménard, C. (2004). The economics of hybrid organizations. *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 160: 345–376.
- NRC [National Research Council] (2001). *Compensating for wetland losses under the Clean Water Act*. Washington DC: National Academy Press.
- Palmer, M.A, Filoso, S. (2009). Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science* 325(5940): 575–576.
- Pilgrim, J.D., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Gardner, T.A., von Hase, A., ten Kate, K., Savy, C.E., Stephens, R.T.T., Temple, H.J., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G. (2013). A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters*, 6(5): 376–384.
- Pittman, C., Waite, M. (2009). *Paving paradise: Florida's vanishing wetlands and the failure of no net loss*. Gainesville, FL: University Press of Florida, 351 p.
- Reid, C.T. (2013). Between priceless and worthless: challenges in using market mechanisms for conserving biodiversity. *Transnational Environmental Law*, 2(2): 217–233.
- Robertson, M. (2009). The work of wetland credit markets: two cases in entrepreneurial wetland banking. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1): 35–51.
- Robertson, M., Hayden, N. (2008). Evaluation of a market in wetland credits: entrepreneurial wetland banking in Chicago. *Conservation Biology*, 22(3): 636–646.
- Rosenbaum, E.F. (2000). What is a market? On the methodology of a contested concept. *Review of Social Economy*, 58(4) : 455–482.
- Ruhl, J.B., Salzman, J. (2006). The effects of wetland mitigation banking on people. *National Wetlands Newsletter*, 28(2): 8–13.
- Scemama, P., Levrel, H. (2014). L'émergence du marché de la compensation des zones humides aux États-Unis : impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions. *Revue d'Economie Politique*, 123(6) : 893–924.

- Seaber, P.R., Kapinos, F.P., Knapp, G.L. (1987). *Hydrologic Unit Maps: U.S. Geological Survey*. Washington, DC: U.S. Geological Survey, 20 p.
- Stefanik, K.C., Mitsch, W.J. (2012). Structural and functional vegetation development in created and restored wetland mitigation banks of different ages. *Ecological Engineering*, 39: 104–112.
- USACE [United States Army Corps of Engineers], USEPA [United States Environmental Protection Agency] (2008). *Compensatory mitigation for losses of aquatic resources; Final Rule*. In: *Federal Register*, 73 *Fed. Reg.* 70, p. 19593–19705, 242 p.
- Vaissière, A.C., Levrel, H., Pioch, S. (unpublished results). Adaptive Strategies within the Institutional and Organizational Design of the Wetlands Mitigation Banking System in Florida.
- Van Teeffelen, A.J.A., Opdam, P., Wätzold, F., Hartig, F., Johst, K., Drechsler, M., Vos, C.S., Wissel, S., Quétier, F. (2014). Ecological and economic conditions and associated institutional challenges for conservation banking in dynamic landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 130: 64–72.
- Walker, S., Brower, A.L., Stephens, R.T.T., Lee, W.G. (2009). Why Bartering Biodiversity Fails. *Conservation Letters*, 2(4): 149–157.
- Williamson, O.E. (1985). *The economic institutions of capitalism: firms, markets, relational contracting*. New York: The Free Press Macmillan.
- Williamson, O.E. (1991). Comparative economic organization. The analysis of discrete structural alternative. *Administrative Science Quarterly*, 36(2) : 269–296
- Williamson, O.E. (1996). *The Mechanisms of Governance*. Oxford University Press, Oxford – New York.
- Wissel, S., Wätzold, F. (2010). A Conceptual Analysis of the Application of Tradable Permits to Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 24(2): 404–411.
- Womble, P., Doyle, M.W. (2012). The geography of trading ecosystem services: case study in stream and wetland mitigation banking. *Harvard Environmental Law Review*, 236: 229–296.

3.6 Appendices

3.6.1 Appendix 1: Respondents

Meeting number	Role							Background				
	Environmental consultant	Banker/Landowner	Banker / Manager	Banker / Mixed status*	Broker	Regulator	Other	Scientist	Development	Business	Regulator	Other
1			x									x
2		x							x	x		
3							x					x
4	x							x				
5	x	x	x		x			x			x	
6		x	x						x			
7		x						x				
8						x		x			x	
9			x						x			
10			x			x		x			x	
11						x					x	x
12				x	x					x		
13	x		x					x			x	
14	x							x				
15			x					x				
16	x			x				x				
17	x		x					x			x	
18					x							x
19						x		x			x	
20	x							x				
21	x		x					x				
22		x	x	x						x		
23							x					x (law)
24			x	x					x	x		

25		x	x	x					x			
26	x							x				
27	x							x				
28							x	x				
29			x					x				
30	x			x				x				
31					x							x
32		x	x									x
33	x							x				
34		x	x	x								x
35	x							x				
36	x										x	
37							x					x (law)
38		x	x	x								x
39	x							x				
40				x				x			x	
41							x					x (law)
42	x							x				
43	x			x				x				
44	x							x			x	
45		x								x		
46	x							x				
47			x	x				x				
48		x							x			
49						x		x			x	
50						x		x			x	
51							x	x				
52		x						x				
53	x	x		x				x				
54						x		x			x	
Total (54)	20	13	17	12	4	7	6	33	6	5	13	11
		28										

* Mixed status = other tasks in a mitigation bank such as operating the bank or selling the credits.

3.6.2 Appendix 2: Mitigation banks of Florida discussed during the interviews

Approved (54)	Port Orange
Barberville	Reedy Creek
Bear Point	San Pedro Bay
Big Cypress	Sand Hill Lakes
Big Cypress, Phase VI	Southport Ranch
Blackwater Creek	St. Marks River
Bluefield Ranch	Star 4
Boran Ranch Wetlands	Sundew
Breakfast Point	Sweetwater
Brick Road	Tampa Bay
CGW	Three Lakes Wildlife Mgmt. Area
Colbert/Cameron	TM Econ
Corkscrew Regional	TM Econ Orange County Phase IV
Crosby Island Marsh	Tosohatchee State Reserve
Devil's Swamp	Tupelo
East Central Florida - Eco Bank	Upper Coastal/Citrus Co
Farmton	Wekiva River
Fish Tail Swamp	Pending (11)
Florida	Bear Creek
FP&L Everglades Phase I	Easter
FP&L Everglades Phase II	Hatchineha Ranch
Green Swamp	Hillsborough River
Hammock Lake	Horse Creek
Highlands Ranch	IMG (Cherry Lake)
Lake Louisa & Green Swamp Ecobank	Jack's Branch
Lake Monroe	Mill Creek
Lake Swamp	Nochaway
Little Pine Island	Pine Island Estuarine
Loblolly	Withlacoochee Wetland
Loxahatchee	Withdrawn (2)
Mary A	Corrigan Ranch
Myakka	Heather Island
Nokuse	Sold out (2)
North Florida Saltwater Marsh	Florida Wetlandsbank
North Tampa	Panther Island
Northeast Florida Wetland	Suspended (2)
Peace River/Hardee Co	Greens Creek
Pensacola Bay (Westervelt)	Treasure Coast

Stratégies adaptatives dans le système des banques de compensation pour zones humides en Floride

Maintenant que la forme organisationnelle hybride des banques de compensation a été décrite et caractérisée, nous souhaitons en comprendre la dynamique en nous attachant à l'analyse des stratégies des acteurs au sein du système des banques de compensation. Ce chapitre présente les comportements des acteurs menant à des négociations ou décisions ayant un impact sur l'objectif de « non perte nette » de biodiversité. Nous verrons qu'au-delà des améliorations structurelles qu'apporte le système des banques de compensation, la façon dont les acteurs s'emparent de cet outil peut conduire à augmenter ou à diminuer les exigences écologiques en termes de « non perte nette » de zones humides.

Ce chapitre fait l'objet d'un article soumis dans la revue *Society and Natural Resources* :

Vaissière, A.C., Levrel, H., Pioch, S. Adaptive strategies within the institutional and organizational design of biodiversity offsets. The case of wetland mitigation banking system in Florida.

Abstract

Public policies for biodiversity conservation are particularly delicate because they have to deal with a complex and uncertain purpose. In the USA, the most recent tool to carry out biodiversity offset regulations in order to reach a no net loss of biodiversity goal for wetlands is mitigation banking. A field work was carried out in Florida (USA). Mitigation banking appears to be an organizational form which is adapted to a pragmatic goal of no net loss policy. This policy is modified due to interactions between various and numerous actors (mainly regulators, mitigation bankers and developers) with different strategies. The actors negotiate and try to play on the quantity and the quality of the credits, the area authorized for exchange and the time distribution of credits.

Keywords: actors, biodiversity offset, mitigation banking, new institutional economics, no net loss, organizational forms, strategy

4.1 Introduction

In 1972 in the United-States, the Clean Water Act stated the change of mind on the utility of wetlands leading to a more protective and restorative policy (Hough and Robertson 2009). The no net loss principle was politically promoted in 1989 as a way to continue development while taking into account biodiversity conservation aims by compensating for residual impacts⁸⁷ on wetlands. There are several ways to implement compensatory mitigation in the United-States: permittee-responsible mitigation (PRM), in lieu fee mitigation (ILF), and mitigation banking (USACE and USEPA 2008). Various reports showed that PRM and ILF were not effective in terms of ecology and economics outcomes and high rates of non-compliance were observed (GAO 2005, NRC 2001). This is the reason why the 2008 Final Rule (USACE and USEPA 2008) stated a preference for mitigation banking compared to other existing tools. The aim of this tool is to compensate for various impacts on wetlands with similar ecological gains in fewer but larger wetlands restoration projects in order to reach a no net loss goal of biodiversity. In that sense, mitigation credits are exchanged within

⁸⁷ The compensation is the last stage of a mitigation hierarchy in which avoidance and reduction of impacts are preferred to compensation.

a service area between mitigation bankers and developers having an impact on wetlands under the control of regulators (*ibid.*).

The strengths of mitigation banking in its current status are highlighted in comparison with PRM and ILF (NRC 2001, Hough and Robertson 2009). The organizational efficacy of mitigation banking relies on the theoretically easier and more effective control by regulators of less actors in charge of and responsible for the success of compensatory measures. Research on potential expected benefits or disadvantages of mitigation banking is substantial. However, research needs to be improved by the identification and analysis of parameters that actors of the mitigation banking system can use to give more weight to the economic goal or to the ecological compensation goal. Without being exhaustive, some research were carried on the governance and strategies of actors within the mitigation banking system before the 2008 Final Rule by Robertson (2004), Robertson and Hayden (2008), Hough and Robertson (2009) and, particularly in Florida, by Reiss et al. (2009). A study in the same vein as the present article was carried out for wetlands mitigation banking (Bendor et al. 2011). Two others studies deal with conservation banking regarding species (Mann and Absher 2014, Van Teeffelen et al. 2014). As far as we know, no paper has proposed an empirical analysis of mitigation banking at a state scale with a focus on the nature of the interactions between the actors.

The present paper attempts to understand (1) why mitigation banking can be considered as an organizational form adapted to the characteristics of the no net loss public policy and (2) how this policy is modified due to interactions between actors of the system among them and with the system itself over time. To answer these questions with an empirical approach, a field work was organized in Florida. The results were analyzed under the new institutional economics theory that specifically addresses the issue of interactions between actors, their institutional environment and organizational forms.

4.2 Theory and materials

4.2.1 New institutional economics approach

The new institutional economics theory leads to focus on organizational forms as a means to organize transactions. In the present paper, the organizational form studied is mitigation banking. The transactions studied are those required to implement a no net loss policy with biodiversity offsets and the asset is based on mitigation credits that are obtained by the implementation of a management plan on a parcel of wetland used for a mitigation bank. According to the new institutional economics theory, an organizational form is chosen based on its adaptation to the characteristics of transactions (Coase 1937). The main characteristics

of transactions are their *frequency*, the *specificity* of the asset and the *uncertainty* existing around transactions (Williamson 1985). Coggan (2013) and Scemama and Levrel (2014) first discussed the transactions regarding biodiversity offsets. The *frequency* is the number of relations between the actors involved in the transaction. The *specificity* gathers the physical specificity (the more or less detailed nature of the asset), the *site specificity* (the more or less spatialized nature of the asset) and the *human specificity* (how the means used for the transaction can be reused for other transactions). The *uncertainty* gathers the *internal uncertainty* for the organizational form (i.e. the behaviors and strategies among the actors of the system) and the *external uncertainty*. The latter is composed of the *environmental uncertainty* (all the consequences of nature functioning that are difficult to forecast such as natural events or uncontrollable exotic species events) and the *institutional uncertainty* (e.g. the possibility that laws change). This paper particularly focuses on the impact of feedback processes between the actors and the organizational form on the aforementioned characteristics.

4.2.2 A field work in the "state of wetlands": Florida

A fieldwork in Florida was organized in 2013. Around 20 mitigation bank locations were toured and 54 face-to-face semi-structured interviews were carried out. The sampling effort was led by the idea of having a full description of the mitigation banking system (Table 4.1). Among the 54 interviewees, 36 have only one role described in Table 4.1, 12 combine 2 roles, 5 combine 3 roles and one combines 4 roles.

Table 4.1 - Sample of interviewed actors of the mitigation banking system of Florida

Role		Number of actors	
Environmental consultant		20	
Mitigation banker	Landowner	13	28
	Manager	17	
	Mix	12	
Regulator		7	
Other professions (broker, lawyer or academic)		10	
TOTAL		54	

These interviews covered the information on 71 banks out of the 91 approved or pending banks at the time of the field work. Qualitative and quantitative information has been collected from the interviews. Some qualitative information was transformed to quantitative

data when it was possible and relevant. Qualitative data was necessary to describe the mitigation banking system.

The number of answers is specified all along the text as follows: number of answers/number of expressed views. Then, the composition of the respondents having given the answers is given in a footnote as follows: “EC” for environmental consultants, “MB” for mitigation bankers, “Reg” for regulators and “O” for Others. Because actors may have several roles within the mitigation banking system, the added total of the number of answers broken down according to the composition of respondents may exceed the number of answers.

4.3 Results and discussion

4.3.1 Description of the mitigation banking system of Florida

The three main groups of actors are developers having an impact to compensate for, mitigation bankers offering a solution of compensation and regulators. Actors have different levers for action available to find a compromise between the objectives of biodiversity conservation and economic viability of projects (Figure 4.1). The classification of credits is based on biophysical criteria, credit categories must match between the impacted and restored areas (e.g. palustrine emergent or estuarine credits). The number of credits is based on expected ecological performance standards⁸⁸ achievement and on some elements of the permitting process (e.g. conservation easement⁸⁹ and financial assurances⁹⁰ establishment). The credit release schedule (i.e. credits made available by the regulator to be sold by the mitigation banker) is mainly based on ecological success criteria controlled by the scheduled monitoring. The impacted and restored areas have to be located within the same service area. Florida's service areas are mainly based on the sub basin perimeter (or 8-digits HUC) under the US Geological Survey classification. The price of the credits is directly negotiated between mitigation bankers and developers. The public policy framework represents the institutional and legal conditions for the emergence of trade-offs around the previous levers for actions. It includes for instance the conservation easement, the financial assurances, ecological performance standards or the preference for mitigation banking. Most of them are stabilized since the Final Rule on compensatory mitigation signed in 2008 (USACE and USEPA 2008).

⁸⁸ Ecological performance standards evaluate the success of the mitigation plan implementation.

⁸⁹ The conservation easement is a legal document that ‘runs with the land’ where the bank is established. For perpetuity, it limits any human development but allows soft uses such as family hiking or horse riding.

⁹⁰ Mitigation bankers have to prove the economic feasibility of the project during the application process with financial assurances (a construction fund and a long-term fund).

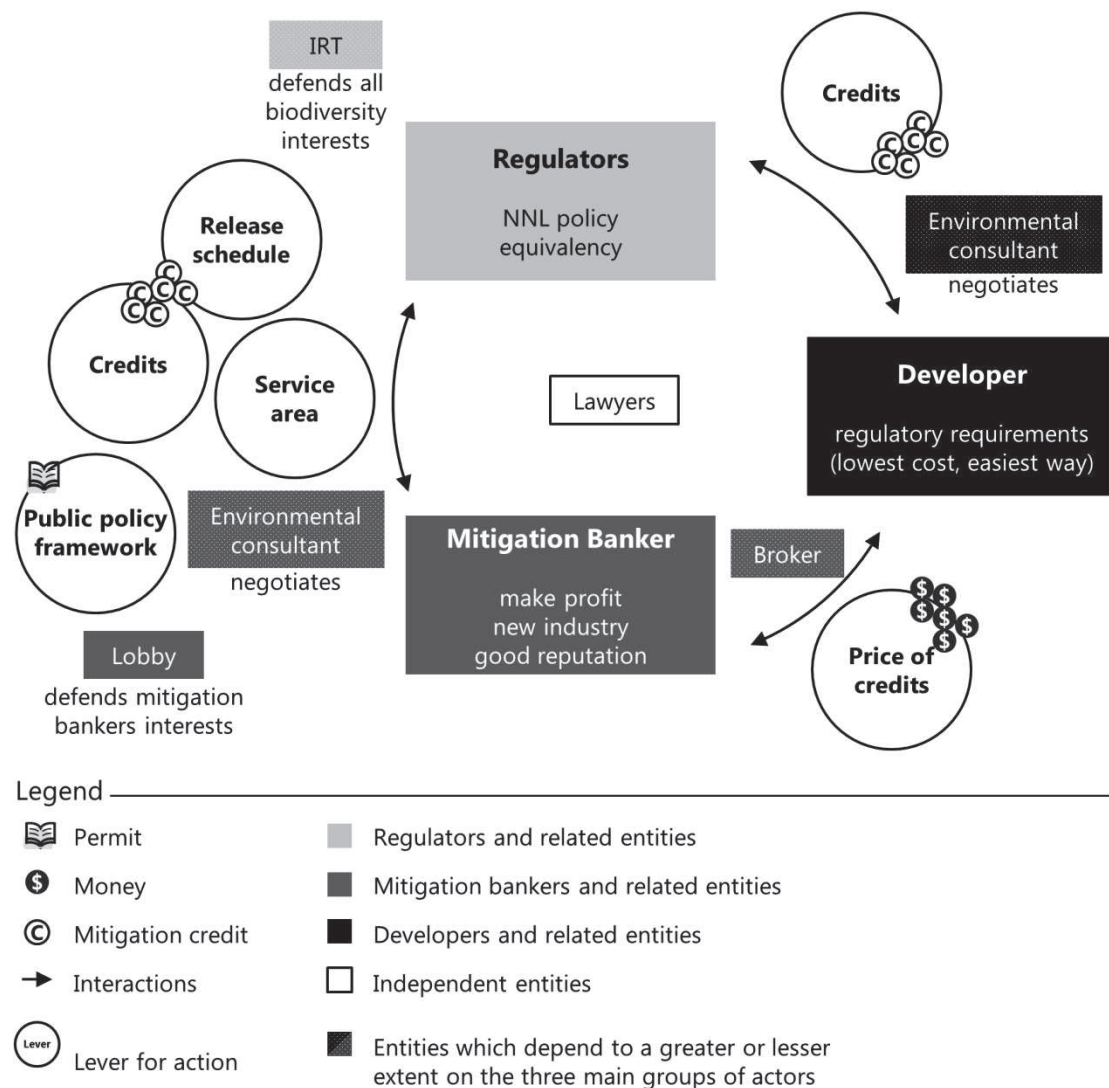


Figure 4.1 - Main levers for action

Mitigation bankers, regulators and developers are black boxes that actually contain a great number of different people having their role(s) in the mitigation banking system (Figure 4.2).

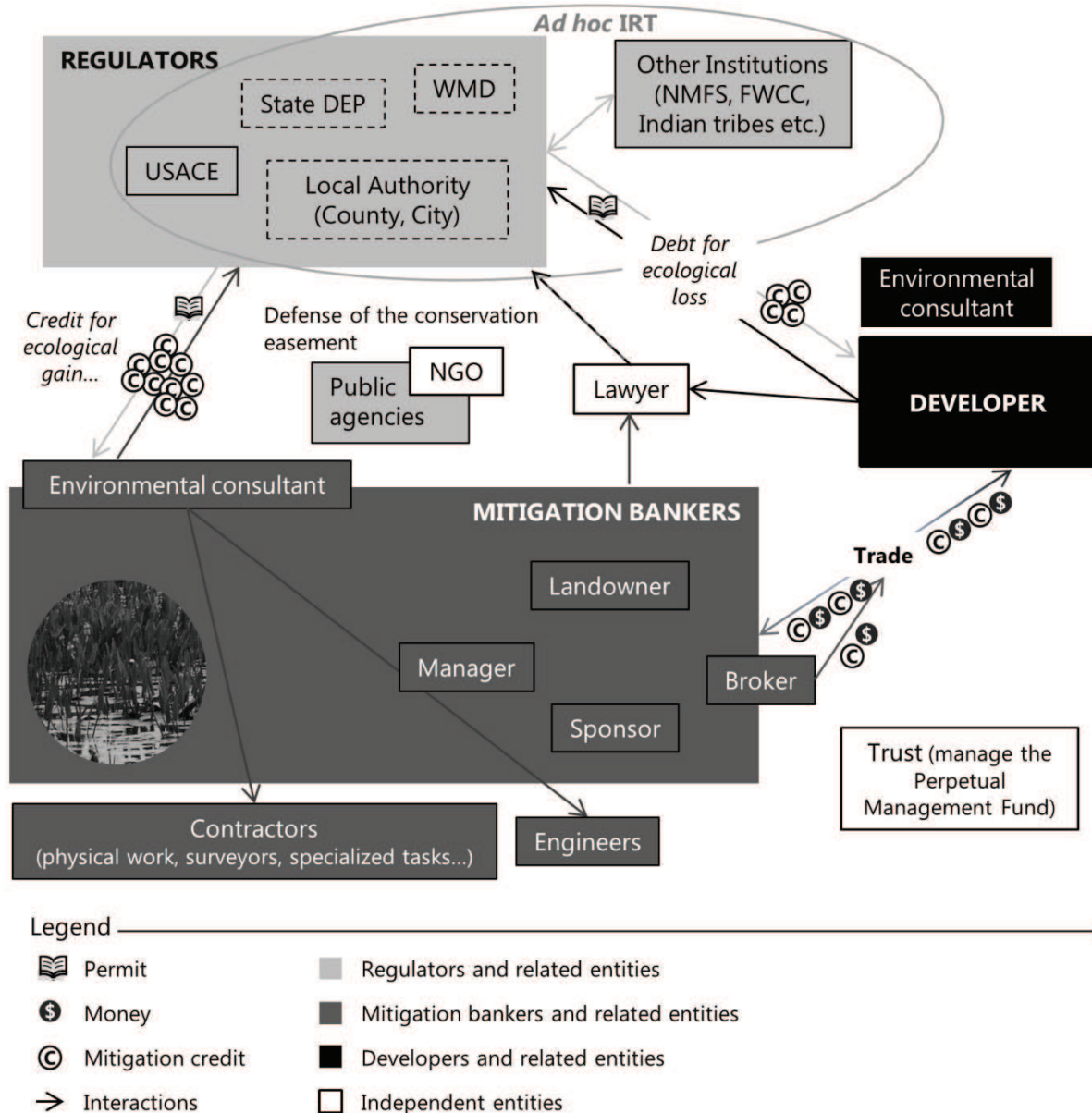


Figure 4.2 - Relations between actors in the mitigation banking system

The developers' intention is to fulfill regulatory requirements for compensating for their impacts on wetlands at lower cost and the easiest way. They usually hire an environmental consultant who deals with regulators during the permitting process. Then, they buy credits from a mitigation banker often with the help of a broker.

The choice developers make between mitigation banking and other biodiversity offsets is orientated by the preference for mitigation banking. There are at least three advantages of mitigation banking for developers. First, they do not have to wait for the permitting time so they just have to buy the credits and they can move to the next investment. Second, they are no longer liable for the success of the compensatory mitigation. Third, they can more easily

manage their project costs and risks since the mitigation costs (here the credit prices) are predictable.

Mitigation bankers' intention is to make profit and to develop a new industry. They are often assisted by a broker to find their clients (developers). Within mitigation bankers, individuals can have several of the following roles at the same time. The landowner is the owner of the parcel where the mitigation bank is realized. The investor invests funds in the project of the mitigation bank. The sponsor is given responsibilities with regard to the success of the mitigation bank. It can be for instance the landowner, the investor or the environmental consultant if they are more involved in the business. The manager runs the bank; he may have several tasks such as organizing the realization of the management plan, the communication for potential clients and the selling of the credits. Private lobby of mitigation banking is powerful with the National Mitigation Banking Association (NMBA) and local branches such as the Florida Mitigation Banking Association (FMBA).

Environmental consultants are more or less independent from the bank project they work with. Mitigation bankers hire them and pay them on time spent on the project or on realized actions. Some environmental consultants become mitigation bankers themselves. Their tasks are to find suitable land for the bank, to get a permit, to manage the bank and to do the monitoring.

In Florida, actors have to fulfill the requirements for ecological compensation at the federal level (United States Army Corps of Engineers (USACE)), and at the state level (Florida Department of Environmental Protection (FDEP) or Water Management Districts (WMD)). Regulators from these agencies have to defend the environmental norm of no net loss while making the mitigation banking system feasible and operational under the pressure of the mitigation banking lobby. The USACE has long had the function of issuing building permits. There is now a specialized mitigation banking team in Jacksonville with the regulators whose sole role is to deal with mitigation banks. Other USACE local teams have now the role of issuing building permits. For each bank, the USACE establishes and funds an ad hoc Inter-agency Review Team (IRT). This team gathers experts having jurisdiction or advisory role on the proposed banking operation (e.g. on assessment methods, the credit release schedule, the achievement of the success criteria) during the application process of the permitting and then the lifetime of the bank.

Among the actors independent from the three main groups, some of them may have an influence by bringing inputs to decision making that lean toward more ecological or economic stakes such as lawyers or brokers. There are also NGO and public agencies who

manage the conservation easement and the long term management funds as trustees or who are often given responsibilities to the long term management of banks.

4.3.2 Overall consequences of mitigation banking features on the characteristics of transactions

4.3.2.1 Frequency

There are fewer actors with responsibilities to the achievement of fewer biodiversity offset projects therefore the frequency of the relations between actors increases, in particular between regulators and environmental consultants on behalf of mitigation bankers or developers. Because environmental consultants often work on several mitigation banks projects, they try to maintain good reputation. For instance, even if regulators regularly conduct field inspections, they cannot check each point of the monitoring report so they must trust environmental consultants that conducted the monitoring of the bank. This relationship of trust is at the basis of the possibility to negotiate around levers for action. Respondents stated the quality of their relationship with regulators as a key element in this system (40/40⁹¹).

4.3.2.2 Specificity

The principle of allowing a limited number of types of credits to represent the heterogeneity of wetlands makes the *physical specificity* decrease compared to the “in-kind” compensation⁹² criteria. The types of credits are quite broadly defined. This means that the composition of restored wetlands and of damaged wetlands is not exactly alike (e.g. Stefanik and Mitsch 2012). For instance, estuarine credits gather different sub-types of estuarine ecosystems. However, this decrease is limited by the fact that these last years, in Florida, some categories of credits were divided within sub-types such as emergent, forested, scrub/shrub and open water for palustrine credits for instance. Besides these ecological considerations linked to the credits, there are also economic considerations. For instance, even if regulators know the palustrine emergent credits from a bank are more appropriate than another bank regarding a given impact, they cannot orientate the developer toward this bank to respect free competition on a service area. Another example is the fact that costs and risks are higher and higher following the mitigation types gradient: preservation, enhancement, restoration⁹³, creation. However, mitigation bankers may wish to take the risk of doing projects that are more ambitious because they would receive more credits for more

⁹¹ EC(14/14), MB(21/21), Reg(6/6), Other(8/8).

⁹² The compensatory measure characteristics must exactly match the impact.

⁹³ Regulators support restoration because it brings more ecological lift while staying feasible.

ecological lift or credits with higher price. Ecologically talking, there is a need of heterogeneity of ecosystems but the risk for the market of credits is that supply does not meet demand. The market would rather need easily tradable homogenous credits.

The principle of allowing compensating for an impact in a service area makes the *site specificity* decrease compared to the “on-site” compensation principle⁹⁴. This means that the restored wetland may be strayed away from the impacted one. However, this decrease is limited by the fact that the service area is defined on a biophysical basis; in other words, the location where the restoration is carried out is chosen in a way that is ecologically sound. Ecologically talking, there is a need of relation between the impacted and the restored area but the risk for the market is that the service area does not include potential clients.

By making the physical and site specificity decrease, if not properly supervised, the mitigation banking system may lead to decrease the complexity of biodiversity until a homogenization of aquatic ecosystems (Scemama and Levrel 2014).

The *human specificity* increases at all levels. The emergence of the mitigation banking system led to the creation of a sector with new professions such as brokers of mitigation credits or consulting firms providing strategy and investment advice. Some firms become specialized in turnkey mitigation banking solutions. From the permit to the selling of credits, they create, manage and operate banks by integrating all possible skills in their business. High restoration requirements lead to the hiring of employees trained in ecological restoration. There are also new specialized mitigation banking teams of regulators. This new profitable industry, which has its proper lobby, leads to a more professional implementation of ecological compensation via a “learning by doing process”.

4.3.2.3 Uncertainty

The fact that restorations are carried out on a large scale makes the *environmental uncertainty* decrease. Indeed, Moreno-Mateos et al. (2012) showed that wetlands restoration bigger than 247 acres are 100% successful. 87% of Floridian approved mitigation banks are bigger than this 247 acres criterion⁹⁵. The learning by doing effect also tends to make the results coming from ecological restoration methods more and more predictable. Other elements of the institutional environment such as the conservation easement and the financial assurances give a long term dimension to the restoration actions in line with ecological stakes. However, there is a remaining environmental uncertainty such as the risk

⁹⁴ The compensatory measure must be carried out at the same location or strictly next to the impact.

⁹⁵ RIBITS (Regulatory In lieu fee and Bank Information Tracking System) database <https://rsgisiascrrelusacearmymil/ribits/f?p=107:2:2589410577342428>.

of restoration failure or a natural disaster. The consequences would be a net loss of wetlands and a risk of bankruptcy. However, actors adapt themselves to face this remaining uncertainty. For instance, regulators take into account the uncertainty of the restoration success within the credits assessment method (Moilanen et al. 2009) and they suggest an adaptive management plan in case the conditions around the mitigation bank change. The consequences of these ecological risks are economic consequences for mitigation bankers who may choose diversification by having additional less risky activities.

The institutionalization of the concept of mitigation banking made the *institutional uncertainty* decrease. Florida has been one of the first places in the world to have mitigation banks. The first generation banks have sometimes caused scandals (Gardner 2011, Pittman and Waite 2009) but these now appear to be increasingly rare. Since then, the regulatory framework gradually evolved trying to balance ecological stakes (environmental conservation) and economic stakes (stability of the rules in order to make safer investments). The 2008 Final Rule is the result of tradeoffs between the mitigation banking industry and regulators. According to 21/30⁹⁶ respondents, the Final Rule had consequences in the implementation of biodiversity offsets policy even if the effects were not immediate (Bendor and Riggsbee 2011). The preference for mitigation banking confirms this climate of trust for who wish to invest in this new business. Even if the Final Rule stabilized the rules, they are still evolving. Biodiversity offsets are based on a political compromise where the role of the lobby of private mitigation bankers is strong. This remaining institutional uncertainty may lead some mitigation banks to become unsuitable for mitigation credits trading (Robertson 2004). However, adaptations intend to face this remaining uncertainty. For instance, the Final Rule stated that old mitigation banks already in place are grandfathered and do not have to reach the new criteria to sell their remaining credits. This means that to make the system feasible, regulators must accept that some banks are not on line with the latest environmental suggestions. Another example is the remaining uncertainty around the economic conditions for investments. The demand of credits may be less important than expected in a service area. Among some remaining institutional uncertainties, some are maintained on purpose to leave room for negotiation by the actors (see section 4.3.3). This flexibility makes the mitigation banking system adaptable but also not completely stable for actors.

The decrease of the *internal uncertainty* is linked (1) to the decrease of the external uncertainty since the actors have a more certain institutional environment and (2) to the increase of the human specificity and frequency of the transactions. Potential opportunistic

⁹⁶ EC(8/11), MB(10/17), Reg(3/5), Other(4/5).

behaviors (such as an incomplete implementation of the management plan by mitigation bankers) are addressed with several features of the institutional environment such as the financial assurances, the conservation easement and the credit release schedule. The position of environmental consultants, via their need of a trust-based relationship, ensures a minimum of environmental ambition. They have a core role, “in the middle of the street”, between mitigation bankers and regulators. Another force that defends environmental stakes is the IRT. About regulators behaviors, the FDEP, the USACE and the WMDs have diverse points of view about the functioning of wetlands, even if the 2008 Final Rule provides the steps to be followed. These agencies share the aim of no net-loss and they try to have consistent intentions but their different visions contribute to the attribution / demand of different numbers of state and federal credits to a bank / a developer. They are said “on the same direction but on different tracks”. According to respondents, this causes problems⁹⁷ 35/39⁹⁸. Some mitigation bankers reported having bad relations with some regulators who do not have a realistic vision of their project or who take too much time to give an answer to applicants. Indeed, the change of the regulator in charge of a mitigation bank may change the way the mitigation bank is implemented. However, there are some convergences such as the fact the Uniform Mitigation Assessment Method⁹⁹ is now preferred to calculate both state and federal credits in Florida.

Figure 4.3 confirms that, globally, the uncertainty is perceived by actors as having decreased. Only financial aspects remain a risk for a majority of respondents. These results unexpectedly show that the uncertainty suffered around the system by some actors is not the environmental uncertainty but more the institutional uncertainty. It may be linked to the case study. In Florida, it is not so challenging to carry out ecological restoration because this State has a subtropical to tropical weather with wetlands including species with short life cycles. Restoration is quite easy and possible within less than 10 years that leads to a sensible new investment type. As Van Teeffelen et al. (2014 p64) state, “banking is best limited to common and fast regenerating ecosystem types (...)”. For instance, it would be more difficult to settle a mitigation bank for peatlands because these ecosystems would take several thousands of years to be restored with no certainty of success.

⁹⁷ However, being more certain that each ecological stake has been discussed could make the environmental uncertainty decrease.

⁹⁸ EC(15/17), MB(18/20), Reg(3/4), Other(7/7).

⁹⁹ While most of the older assessment methods were based on the surface of similar habitats, recent methods are based on ecological functions such as the Uniform Mitigation Assessment Method in Florida.

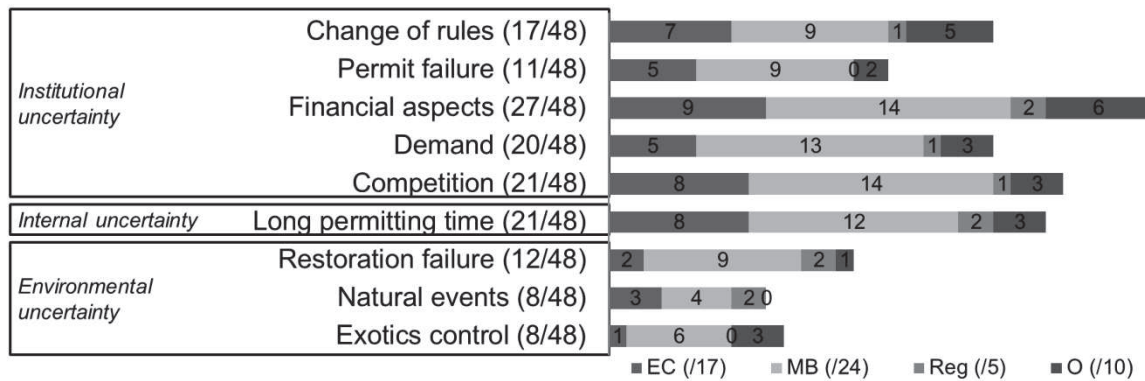


Figure 4.3 - Respondents' opinions on the risks of mitigation banking (48/50, EC(17/18), MB(24/26), Reg(5/5), O(10/10))

4.3.3 Consequences of the two levels of negotiation on the characteristics of transactions

4.3.3.1 First level of negotiation: tradeoffs about the public policy framework

Actors pushed through a stabilization of the institutional environment; it has been a lever for action to reach the current features of the public policy framework discussed in the section 4.3.2. However, some points of the public policy framework are still discussed particularly between regulators and mitigation bankers (usually via the lobby). For instance, the private lobby of mitigation banking managed to push legislation through that generally prohibits the generation of mitigation banks on already publicly owned lands in 2012.

4.3.3.2 Second level of negotiation: case-by-case tradeoffs

There is an adapted flexibility within the system, which makes it functional and adaptable (30/30¹⁰⁰). For a mitigation bank, environmental consultants negotiate with the members of the IRT of the bank. For a building permit application, environmental consultants negotiate with local regulators in charge of issuing building permits (USACE and FDEP). These two negotiations are realized at two separate times and between different people. It is usually not the same environmental consultant, at least on the scale of one project, who negotiates on behalf of the mitigation banker and of the developer. The most negotiated points are the credits (22/23¹⁰¹) and the service area (24/27¹⁰²).

¹⁰⁰ EC(11/11), MB(14/14), Reg(6/6), Other(5/5).

¹⁰¹ EC(6/6), MB(12/13), Reg(4/4), Other(5/5).

¹⁰² EC(6/8), MB(14/17), Reg(4/4), Other(5/5).

Case-by-case tradeoffs at the bank scale

The extent of the *service area* is a strategic stake for bankers since it is the size of the market for their credits, so they seek a wide area to increase trading opportunities. Regulators are charged with the responsibility of maintaining the site specificity of the credits while dealing with mitigation bankers. The service area is based on a watershed approach but some negotiations are possible. For instance, two basins may be included in the service area if the bank is at the border between both of them. These negotiations have an effect on the possible distance between the impacted and restored zone, yet this distance has an influence on the ecological equivalency (Quétier and Lavorel 2011). Moreover, the exact location of a wetland on a watershed is substantial so staying in the limits of the service area is often not enough (Reiss et al. 2014). Beyond the size in the strict sense, bankers wish for their service area to cover areas likely to be developed (e.g. an airport project). If a bank is really in a danger of bankruptcy, regulators may decide to extend its service area for economic reasons while being careful that not too much development is expected in this extended part of the service area. Womble and Doyle (2012 p229) talk about an “economic-ecological tradeoff implicated by geographic trading limits”. Negotiations regarding the service area mainly influence the site specificity.

Respect of the *type of credits* is essential to fulfill the quality aspect of the ecological equivalency. The respect of a meaningful *number of credits* and number of released credit over time along a meaningful *release schedule* is essential to fulfill the quantitative aspect of the ecological equivalency.

Mitigation bankers are more interested in some *types of credits* regarding the demand for them or their price including specific kind of credits such as estuarine credits. They may therefore try to negotiate the nature of the credits that would be approved. The risk is that the type of credit may not match the type of restored wetlands and that the physical specificity may decrease. Negotiations regarding the type of credits mainly influence the physical specificity.

The absolute *number of credits* is a critical driver of revenues for mitigation bankers so they wish to have the greatest number of credits. They would not establish a bank, which is a risky project, for few credits. Regulators must maintain the aim of an equivalency between gains and losses so they may avoid approving too many credits. The number of credits is determined with assessment methods and then negotiated during the permitting phase between the environmental consultant and the members of the IRT. However, environmental consultants should never promise too many credits. The mitigation bank would be penalized for noncompliance while it is possible to ask for a permit transformation leading to a

realignment of the number of credits if the results are better than expected. Until 2008 at least, Reiss et al. (2014) explains, the ecological lift of mitigation banks was over-estimated because of negotiations and poor information. This led to the release of an unrealistic number of credits. Some controversial cases regarding the approval of credits affected the industry of mitigation banking in the past few years, these cases cause a loss of reputation for both mitigation banking industry and regulators (18/18¹⁰³) but they appear to remain infrequent. Negotiations regarding the absolute number of credits mainly influence the possibility to reach or not the no net loss and hence the environmental uncertainty.

The number of credits released over time is theoretically known with the establishment of the credit *release schedule*. Credits are released after an evaluation of the monitoring reports and field inspections to be sure success criteria were met. However, three types of negotiations are possible. First, regulators must make the mitigation bank project economically feasible so they allow early release of credits: a share of the credits is released for having implemented means (regulatory requirements and works) while the remnant is released for having reached ecological results. If the early released credits are sold straightaway, this is an allowed temporal loss of ecological functions for economic feasibility reasons¹⁰⁴. Second, phasing of works on the bank in temporal and/or geographical parts (17/17¹⁰⁵) is strategic because it provides regular releases of credits for sale in order to carry out the following steps of the management plan. Regulators encourage this strategy because it is easier to regularly monitor small steps rather than once a complex and large set of steps. However, this means the length of restoration depends on the selling of the credits. Third, mitigation bankers may wish to accelerate the release of their credits in order to rapidly sell them and have revenues, so regulators must be cautious. The fact that the selling of the credits that were released for previous interim phases and the release of new credits may be suspended is an incentive to prevent opportunistic behaviors. Negotiations regarding the credit release schedule mainly influence the environmental uncertainty.

Case-by-case tradeoffs at the impact scale

Environmental consultants negotiate with regulators the *type* and the *number of credits* that the developers will have to buy. The reasoning for the number and the type of the credits is the opposite of the case-by-case tradeoffs at the bank scale one. Developers wish to buy the smaller number of credits at the smallest price. They also wish to buy credits that they can find in the area where their impact is located. Regulators ask developers for numerous credits

¹⁰³ EC(8/8), MB(9/9), Reg(2/2), Other(4/4).

¹⁰⁴ This call into question the argument of absence of temporal losses as an expected benefice of the fact mitigation banks are realized *ex ante*.

¹⁰⁵ EC(2/2), MB(12/12), Reg(2/2), Other(3/3).

that best identify the impact. These negotiations mainly influence the physical specificity and environmental uncertainty. There is no tradeoff between ecological and economic stakes during the negotiation of the price of the credits between developers and mitigation bankers, because the number of credits to buy was decided ahead.

Summary of the impacts of the case-by-case negotiations

Table 4.2 gathers the consequences of the case-by-case negotiations between actors for each lever for action. On the left side of the central column, consequences are given if ecological stakes (regulators) have more weight than economic stakes (mitigation bankers or developers) during the negotiations and vice versa. These two sides represent extreme negotiations, the aim being to reach a consensus in the middle leading to an economically feasible no net loss. The absolute no net loss is the theoretical aim but this paper showed it is unlikely that this aim would be reached without making the mitigation banking system collapse. Moreover, no conclusions were drawn so far regarding the ability of biodiversity offsets to lead to a no net loss of biodiversity (Curran et al. 2013). The breadth of these negotiations, between ecological and economic stakes, depends on the internal uncertainty.

Table 4.2 - Summary of the impacts of the case-by-case negotiations

Ecological stakes > Economic stakes		Levers for action	Economic stakes> Ecological stakes	
Negotiations between mitigation bankers and regulators				
Restricted service area ↗ Site specificity		Service area	Extended service area ↘ Site specificity	
Ecological meaning	Too little market		Poor ecological meaning	Big market
Credits which best identify the restoration ↗ Physical specificity		Type of credits	Credits which have a high price or which are demanded (possible ↘ Physical specificity)	
Good qualitative equivalency	Possibly poor returns if the price of the type of credits is low		Possibly poor qualitative equivalency	Good returns
Few credits are released ↘ Environmental uncertainty		Number of credits	Numerous credits are released ↗ Environmental uncertainty	
Net gain	Too few goods to sell		Net loss	Lots of goods to sell
Credits are released well after ecological lift ↘ Environmental uncertainty		Credit release schedule	Authorize early release (for non-environmental actions) ↗ Environmental uncertainty	
Temporal gain	Too long wait for revenues		Temporal loss	Quick revenues
Negotiations between developers and regulators				
Credits which best identify the impact ↗ Physical specificity		Type of credits	Credits which have a low price or which are easily available (possible ↘ Physical specificity)	
Good qualitative equivalency	Possibly high expenses if the price of the type of credits is high		Possibly poor qualitative equivalency	Less expenses
Numerous credits are asked ↘ Environmental uncertainty		Number of credits	Few credits are asked ↗ Environmental uncertainty	
Net gain	More expenses		Net loss	Less expenses

4.4 Conclusion

The mitigation banking system appears to be an organizational form that is adapted to a pragmatic goal of no net loss policy by taking into account its uncertainty and its complexity. Taking into account economic stakes is a condition for the existence of this new decentralized regulation tool for biodiversity conservation but this unavoidably leads to consider the no net loss goal as “socially negotiated”. There is an overall decrease of uncertainty zones and an increased frequency of the transaction between fewer actors responsible for and in charge of the implementation of compensatory mitigation. Some uncertainties remain such as environmental uncertainty with unpredictable natural events or internal uncertainty with the risk of opportunistic behaviors of the actors of the system. However, these remaining uncertainties were generally taken into account via original institutional features or adaptive strategies of the actors of this system and they are anyway lower than for PRM. Some zones of institutional uncertainty are maintained on purpose in order to leave room for negotiations.

The no net loss policy is modified via interactions between the various and numerous actors of the mitigation banking system. The actors negotiate and handle the different conditions of the central transaction playing on the quality, quantity, area authorized for exchange and time distribution of credits. These levers for action generate tensions and trade-offs to push toward ecological or economic stakes. The environmental consultant is a key stakeholder who has a great responsibility in balancing ecological and economic stakes during these negotiations. During the negotiations, developers and mitigation bankers globally lean toward a decreased specificity of the asset and an increased environmental uncertainty (e.g. possible temporal losses). The internal uncertainty plays a role on these evolutions. Regulators and the IRT have to resist to preserve the specificity of the asset and to avoid opportunistic behaviors. However, they must maintain flexibility by discussing and interpreting the law to make the mitigation banking system feasible.

“Mitigation banking is a marriage between ecology and economy” said one of the bankers met during the field work. At the opposite of this lovely picture, mitigation banking does not seem to involve angels (Gardner 2011 p126). It is even feared as Faustian bargains (Maron et al. 2012). Both developers and bankers, because they are not final users or consumers of the credits, have a “motive to under-deliver” (Vatn 2014 p. 104) or at least to comply at minimum their compensatory requirements. There is a risk of non-effectiveness or of opportunistic behaviors if biodiversity conservation stakes are only seen as constraints. This is the case when developers are asked to do a PRM. Nevertheless, there are also risks with innovative incentivizing solutions such as mitigation banking. An attendee said at the 2013 NMBA

conference: “climate change and habitat decline are an opportunity for mitigation banking”. Utmost attention should be given to the risk of mitigation banking becoming an end in itself. However it appears that, well supervised, mitigation banking may be an incentivizing means to invest in high environmental quality conservation projects.

Acknowledgements

We would like to thank the University of Western Brittany (UBO) and the Europole Mer research consortium which financed the field work in Florida and the IFREMER Marine Economics Unit and the Brittany region for supporting our work. During the stay in Florida, we were the guest of the Oceanographic Center of the NOVA Southeastern University: we thank them for their warm welcome and we enjoy our collaboration with them. This article and our research is possible thanks to meetings with Floridian actors of the mitigation/conservation banking system who were very available to answer our questions, we thank them too for their time. Special thanks go to Rebecca Buick for her helpful advice.

4.5 References

- BenDor, T.K., Riggsbee, J.A. (2011). Regulatory and ecological risk under federal requirements for compensatory wetland and stream mitigation. *Environmental Science & Policy* 14(6): 639–649.
- BenDor, T.K., J.A. Riggsbee, and M. Doyle. 2011. Risk and markets for ecosystem services. *Environmental Science & Technology* 45(24): 10322-10330.
- Coase, R.H. (1937). *The nature of the firm*. Reprinted in *The firm, the market and the law* (1988). Chicago: Chicago University Press.
- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S.M., Bennett, J. (2013). Factors that influence transaction costs in development offsets: who bears what and why? *Ecological Economics*, 88: 222–231.
- Curran, M., Hellweg, S., Beck, J. (2013). Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications*, 24(4): 617–632.
- Gardner, R.C. (2011). *Lawyers, swamps, and money: U.S. wetland law, policy, and politics*. Washington: Island Press, 255 p.
- GAO [Government Accountability Office] (2005). *Wetlands protection. Corps of engineers does not have an effective oversight approach to ensure that compensatory mitigation is occurring*. U.S. Government Accountability Office Report GAO-05-898, Washington, D.C.

- Hough, P., Robertson, M. (2009). Mitigation under section 404 of the clean water act: where it comes from, what it means. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1): 15–33.
- Mann, C., Absher, J.D. (2014). Strategies for adjusting policies to institutional, cultural and biophysical context conditions: the case of conservation banking in California. *Journal of Land Use Policy*, 36: 73–82.
- 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.
- 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.
- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comin, F.A., Yockteng, R. (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS biology*, 10(1): e1001247.
- NRC [National Research Council] (2001). *Compensating for wetland losses under the Clean Water Act*. Washington DC: National Academy Press.
- Pittman, C., Waite, M. (2009). *Paving paradise: Florida's vanishing wetlands and the failure of no net loss*. Gainesville, FL: University Press of Florida, 351 p.
- Quétier, F., Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144(12) : 2991–2999.
- Reiss, K.C., Hernandez, E., Brown, M.T. (2009). Evaluation of permit success in wetland mitigation banking: a florida case study. *Wetlands*, 29(3): 907–918.
- Reiss, K.C., Hernandez, E., Brown, M.T. (2014). Application of the landscape development intensity LDI index in wetland mitigation banking. *Ecological Modelling*, 271: 83–89.
- Robertson, M. (2004). The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum*, 35(3): 361–373.
- Robertson, M., Hayden, N. (2008). Evaluation of a market in wetland credits: entrepreneurial wetland banking in Chicago. *Conservation Biology*, 22(3): 636–646.
- Scemama, P., Levrel, H. (2014). L'émergence du marché de la compensation des zones humides aux États-Unis : impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions. *Revue d'Economie Politique*, 123(6) : 893–924.

- Stefanik, K.C., Mitsch, W.J. (2012). Structural and functional vegetation development in created and restored wetland mitigation banks of different ages. *Ecological Engineering*, 39: 104–112.
- USACE [United States Army Corps of Engineers], USEPA [United States Environmental Protection Agency] (2008). *Compensatory mitigation for losses of aquatic resources; Final Rule*. In: *Federal Register*, 73 Fed. Reg. 70, p. 19593–19705, 242 p.
- Van Teeffelen, A.J.A., Opdam, P., Wätzold, F., Hartig, F., Johst, K., Drechsler, M., Vos, C.S., Wissel, S., Quétier, F. (2014). Ecological and economic conditions and associated institutional challenges for conservation banking in dynamic landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 130: 64–72.
- Vatn, A. (2014). Markets in environmental governance — From theory to practice. *Ecological Economics*, 105: 97–105.
- Williamson, O.E. (1985). *The economic institutions of capitalism: firms, markets, relational contracting*. New York: The Free Press Macmillan.
- Womble, P., Doyle, M.W. (2012). The geography of trading ecosystem services: case study in stream and wetland mitigation banking. *Harvard Environmental Law Review*, 236: 229–296.

Arbitrage entre les formes organisationnelles et hypothèse d'une coexistence entre elles

Ce chapitre repose principalement sur le terrain en Floride. Il n'existe en effet pas pour le moment de forme organisationnelle alternative à la hiérarchie dans le cas de l'éolien en Europe. En comparaison des autres chapitres de ce manuscrit, le Chapitre 5 est exploratoire. Il comporte un article en cours de préparation sur l'approche par les coûts de transaction qui fournissent un critère d'arbitrage entre les formes organisationnelles (section 5.1) et une partie qui pose l'hypothèse d'une coexistence durable entre les formes organisationnelles selon les objectifs de « non perte nette » recherchés (section 5.2).

5.1 Analyse des coûts de transaction liés au système des banques de compensation en Floride, USA.

Cette section fait l'objet d'un article en préparation :

Vaissière, A.C., Levrel, H. A transaction costs analysis to describe the wetlands mitigation banking system in Florida, USA.

5.1.1 Introduction

In the USA, the majority of wetlands are under the jurisdiction of the section 404 of the Clean Water Act voted in 1972. This section leads to the implementation of a *mitigation hierarchy*. Impacts that developers cause on wetlands must be first avoided, then minimized, and finally compensated but only for impacts that cannot be avoided or minimized in order to reach a no net loss goal of biodiversity.

For a long time, the only existing tool for carrying out ecological compensatory mitigation was the Permittee Responsible Mitigation (PRM). Its principle relies on an individual compensation that is carried out for each residual impact by the developers causing the impact (Figure 5.1). However, various reports have shown that PRM were inefficient in terms of ecological outcomes and from an organizational point of view because it was difficult for regulators to implement, monitor and control a multitude of projects (GAO 2005, NRC 2001). Consequently, high rates of non-compliance were observed (*ibid.*).

A new tool, mitigation banking, appeared at the beginning of the 90s. The aim of this tool is to carry out a large scale restoration project in order to compensate for various individual impacts on wetlands. Environmental administration in charge of supervising the compensatory mitigation approves an amount of credits corresponding to the ecological lift coming from the restoration project to the mitigation bank. Next, mitigation credits are exchanged within a service area, which is defined on a biophysical basis such as watersheds (Figure 5.1). Even if it is not proven that mitigation banking leads to a no net loss of wetlands, it is considered as more efficient than other tools¹⁰⁶ by regulators (Hough and Robertson 2009, USACE and USEPA 2008). First, there are some clues that suggest it should bring more ecological efficacy such as the fact that parcels are bought before the impact (Bekessy et al. 2010, Hough and Robertson 2009), that large scale restoration projects have more chance to succeed (Moreno-mateos et al. 2012) and that more ecological engineering is invested in

¹⁰⁶ The present paper does not deal with the third existing tool, the in lieu fee mitigation because it is not much developed in Florida, and even in the USA. It consists in raising funds from developers for projects impacting environment and to use, later, the total amount of money for a large scale environmental project.

these projects. Second, from an organizational point of view, mitigation banking leads to concentrate the implementation of biodiversity offset in fewer hands so it is easier to implement, monitor and control large scale compensation projects. Hence, better rigorous technical and scientific reviews are possible and regulators are able to conduct field visits (USACE and USEPA 2008).

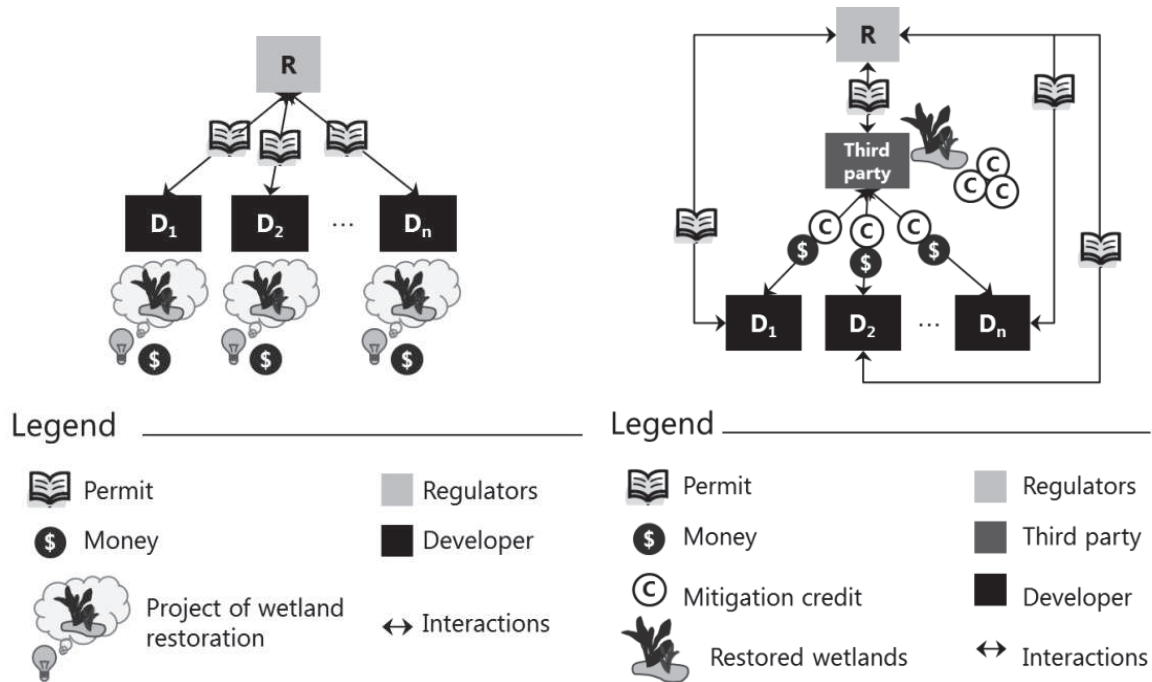


Figure 5.1 - Permittee Responsible Mitigation (left) vs. Mitigation Banking (right) functioning

These two mitigation tools can be considered as two different types of organizational forms. Within new institutional economics, economic agents choose an organizational form according to its adaptation to the characteristics of transactions (Coase 1937) and its capacity to minimize transaction costs (Coase 1960, Williamson 1985). The transactions studied in the present paper are those required to implement a biodiversity offset policy. Applied to biodiversity offsets, we can define transaction costs as the costs, other than production costs¹⁰⁷, that the actors have to bear to carry out the regulatory obligation to compensate for their impacts on wetlands.

Within their presentation of what could be called an institutional ecological economics field, Paavola and Adger (2005) mentioned that the concept of transaction costs could help to

¹⁰⁷ Applied to biodiversity offsets, production costs are the costs for the practical realization of ecological restorations (raw materials, workforce). Literature coming under the new institutional economics theory usually focus on the study of transaction costs and not on the study of production costs (McCann 2013). A reason why production costs are not well known is that this information is difficult to gather and somehow confidential (Bendor 2011, EEP 2005, Robertson 2006).

provide detailed analysis of environmental policies problems and solutions. However, transaction costs are too rarely studied and taken into account in environmental governance analysis (McCann et al. 2005). Recent works have been carried out about biodiversity offset policies in Australia from a transaction costs theory approach. Firstly, on the analysis of the origin of transaction costs for two biodiversity offset case studies in Australia (Coggan et al. 2013b, 2013c). Secondly, on the analysis of the impact of intermediaries in biodiversity offset markets on transaction costs (Coggan et al., 2013a). However, there is no long term feedback on market based biodiversity offsets in Australia.

In the present paper the authors attempt to understand (1) how transaction costs have changed in Florida 30 years after the introduction of a new market based organizational form, the wetlands mitigation banking system, and who bears the costs today and (2) how the transaction cost criteria influences the choice developers make between PRM and mitigation banking.

5.1.2 Materials and methods

5.1.2.1 Materials, a field work in the "state of wetlands": Florida

Garrick et al. (2013 p.184) emphasized that "there is a need for many more empirical studies estimating transaction costs in a wide range of policy, environmental and social contexts, and incorporating them explicitly into economic analysis of policy options". It is the reason why a large scale data collection has been carried out from a field work organized in Florida (USA) in 2013. Around 20 mitigation bank locations were toured and 59 face-to-face semi-structured interviews were carried out with various actors of the mitigation banking system. The sampling effort was led by the idea of having a full description of the mitigation banking system (Table 5.1).

Table 5.1 - Sample of interviewed actors of the mitigation banking system of Florida

Role		Number of actors	
Environmental consultant		20	
Mitigation banker	Landowner	13	28
	Manager	17	
	Mix	12	
Regulator		12	
Other		10	
TOTAL		59	

These interviews covered the information on 71 banks out of the 91 approved or pending banks at the time of the field work. The qualitative and quantitative information mentioned by interviewees and documents provided by them were gathered in a database. Some qualitative information was transformed to quantitative data when it was possible and relevant. Qualitative data was necessary to describe the mitigation banking system and to give general differences between organizational forms and over time in term of transaction costs.

5.1.2.2 Methods, an accounting analysis and an analysis based on the new-institutional economics theory

We propose a detailed description of the actors involved in this system because they do not bear the same transaction costs (Coggan 2013b, McCann et al. 2005). The description of the system includes regulators, mitigation bankers and developers. This is in accordance with Coggan (2010) who underlines the need to have analyses of transaction costs for public and also private parties. We study the evolution of transaction costs at different stages of the policy implementation as recommended by Coggan et al. (2010, 2013b) and McCann et al. (2005).

In the present paper, two methods are used to assess the evolution of transaction costs: an accounting analysis and an analysis based on the new-institutional economics theory.

Section 5.1.3.1 describes an accounting analysis that directly measures transaction costs by listing one or several cost items and by giving a quantitative assessment of them. This approach is usually not used within the transaction costs theory literature. Quantitative approach of transaction costs within environmental governance analysis has been rare so far (McCann et al. 2005, Vatn et al. 2011). We used a transaction cost typology adapted from Coggan et al. (2013b) (Table 5.2). The « public party » column corresponds to regulators; the « private party » column corresponds to mitigation bankers and developers.

Table 5.2 - Classification of actions source of transaction costs

Type of transaction cost	Activities that generate transaction costs to	
	Public party	Private party
Information collection	Problem analysis, policy design	Learning about the policy
Policy enactment	Policy briefing, legislation change	Lobbying for or against the policy
Implementation	Hiring and training staff, equipment purchase	Equipment purchase
Contracting	Allocating permits, assessing and approving transactions	Finding trading partner, negotiating and finalizing offset requirements, negotiating management plans
Support and administration	Assessing applications, auditing process	Preparing applications, record keeping
Compliance monitoring	Auditing compliance, reporting effectiveness	Conducting and reporting on monitoring
Detection and enforcement	Time and cost of litigation	Defense of property rights/actions

Source: Coggan 2013b (adapted from Coggan et al. (2010) and McCann et al. (2005)).

Section 5.1.3.2 is developed from the new-institutional economics approach that indirectly measures transaction costs from the search of the source of transaction costs. This approach is usually used within transaction costs theory literature. Transaction costs depend on the characteristics of transactions that are the specificity of the asset, the uncertainty existing around the transaction and the transaction frequency (Williamson 1985). The characteristics of transactions to implement a biodiversity offset policy were first discussed by Coggan (2013b) and Scemama and Levrel (2014). Section 5.1.3.2 attempts to validate or invalidate the results described in section 2.1. and helps explaining how the transaction cost criteria influences the choice of developers between PRM and mitigation banking.

5.1.3 Results

5.1.3.1 Accounting analysis

Regulators

Three public agencies are involved in the wetland mitigation policy in Florida: the federal United States Army Corps of Engineers (USACE), the Florida Department of Environmental Protection (FDEP) and the 5 Water Management Districts (WMD). Changes of transaction costs coming from the development of mitigation banking system have not been the same for

these agencies as detailed in Table 5.3. Overall, transaction costs seem to decrease for regulators who have more time for the review and negotiations of a mitigation bank than before, especially if we compare this situation with the needs to have multiple reviews of individualized PRM.

Table 5.3 - Evolution of transaction costs for regulators between the situation “without mitigation banks” and “with mitigation banks”

Type of transaction cost	Activities with mitigation banks that generate transaction costs	Evolution of the costs “without mitigation banks” vs “with mitigation banks”	Evolution of the cost
Information collection	<i>Problem analysis, policy design</i> More at the national level, no data in this field work.	nc	nc
Policy enactment	<i>Policy briefing, legislation change</i>		
	USACE: Series of interagency and internal meetings for implementing mitigation banks, ILF and PRM / for modifying the processes reflecting the 2008 mitigation rule.		→
	WMD: unchanged	> 5 with annual update	→
	GENERAL: Mitigation bank policy and rule development (coordinated efforts of FL-DEP, USACE, WMDs); Organization of the Interagency Review Team training (IRT) but better quality review Efforts to coordinate btw USACE, DEP and WMD agencies but consistency has remained a problem	2-3 years (last year more intense: many calls, meeting, conference calls)	→ ↗ ↗
Implementation	<i>Hiring and training staff, equipment purchase</i>		
	USACE: Reorganization of the teams (less employees), no purchases Time of training, Evaluation tools	1 team for MB and ILF created in 2008 (5 projects managers and 2 chiefs in 2013), 1 team for PRM and permits (73+ vs 56+ ^a project managers)). 4+ hours/agent vs 16h/agent Individual project-specific assessment vs less time	↘ ↗ ↘

Contracting (+ support and administration + compliance monitoring)	WMD: New hiring depends on WMD agency and no purchases, Same training costs New evaluation tools	3 additional recruitments in one agency (PRM experienced agents), no hiring in the others Initial learning curve and then much faster and less negotiation	→↗ → ↗then↘
	FDEP: No hiring, no specific training, monthly teleconferences for DEP districts to allow for some questioning and discussion of policy and projects		→
	<i>Allocating permits, assessing and approving transactions etc.</i>		
	USACE: Number of projects the project managers are in charge of Time spent to coordinate with regulators	48 vs 22 ^a pending projects within 102 vs 92 ^a received projects including PRM/agent/year Now: 10-15 MB in the review step + 31 prospectus's and proposals /MB agent/year Few minutes to many hours (synchronize the work plan) vs less (removes multiple individual coordination with fixed IRT meetings)	↘ ↘
	WMD: Number of new projects received in total per staff agent per year Number of projects the project managers are in charge of Time spent to coordinate with regulators	100/PRM agent/year vs 100/PRM agent/year and 30/Mitigation Bank Team/year 30-40/PRM agent/year vs 30-40/PRM agent/year and 4-5/Mitigation Bank Team/year 0-5 times/year vs 10-20 times/year	↘ ↘ ↗
	GENERAL: Reviewing a single MB is less work than reviewing multiple individual PRM work plans.		↘

Support and administration (other costs)	<i>Assessing applications, auditing process</i>		
	USACE: Permitting time	nc. vs Few months - 13 years (mean: 4 years, median: 3.5 years)	↘*
	Reviewing/developing mitigation work plan, time spent to negotiate with the developer	¼-½ hour/small family project to hundreds of hours for major project impact vs around 240-350 hours/ MB	↘*
	WMD: Permitting time	6-8 months vs 12-18 months	↘*
	Reviewing/developing mitigation work plan, time spent to negotiate with the developer	16-24 hours vs 32-48 hours	↘*
Compliance monitoring (other costs)	<i>Auditing compliance, reporting effectiveness</i>		
	WMD: Time to control/enforce projects (desk work)	Days (4 work days) vs Weeks (10 work days)	↘*
	Field work	1/project vs 2-3/project	↘*
	USACE: Desk work	<49h vs ~49h	↘*
	Field work	134 visit/other Project Manager/year vs 18 visits/Mitigation Bank Project Manager/year	↘
Detection and enforcement	<i>Time and cost of litigation</i>		
	USACE	None	→
	WMD	2-3/year vs 1/year	↘
	FDEP	1 recent case	→ or ↗

⁹2005-2010 period **vs** 2013 + Not including supervisors, administrative and other support staff

↘* : for these cost items, the time spent to carry out these tasks (e.g. prepare a permit, control a project) is higher for a mitigation bank than for a PRM. However, the total time spent to carry out these tasks is lower because each bank is used for many impacts so regulators do economies of scale.

Mitigation bankers

Table 5.4 shows that, overall, transaction costs seem to increase for mitigation bankers. This is not surprising because they are new actors in the system, with new responsibilities. They bear the implementation of compensatory mitigation for which they take numerous risks and they are responsible for. Mitigation bankers accept these transaction costs and the proof is that there are more and more mitigation banks developing. Opportunity costs (i.e. the renouncement of the right of using a site for development due to the settlement of a mitigation bank) may be lower than the income from mitigation credit selling minus transaction costs and production costs for settling a mitigation bank. According to a Floridian lawyer specialized in mitigation banking we met, mitigation bankers make a mean of 10-15% margin and they return on their investment within 5-6 years. The business of mitigation banking seems to be profitable in Florida.

Table 5.4 - Evolution of transaction costs for mitigation bankers between the situation “without mitigation banks” and “with mitigation banks”

Type of transaction cost	Activities with mitigation banks that generate transaction costs	Evolution of the costs
Information collection	<i>Learning about the policy</i>	↗
Policy enactment	<i>Lobbying for or against the policy</i> Push the rules toward better business (simplify financial assurances etc.)	↗
Implementation	<i>Equipment purchase</i> Bankers and new environmental consultant specialized in MB Existing environmental consultants are employed by mitigation bankers	↗ →
Contracting	<i>Finding trading partner, negotiating and finalizing offset requirements, negotiating management plans</i> Set the prices of credits, negotiate the price with developers. Find and deal with an environmental consultant. Negotiating: number and type of credits, service areas with regulators.	↗
Support and administration	<i>Preparing applications, record keeping</i> Permitting time (and prepare financial assurances)*, back and forth questions with IRT, regulators	↗
Compliance monitoring	<i>Conducting and reporting on monitoring</i> Strong monitoring is asked	↗
Detection and enforcement	<i>Defense of property rights/actions</i> Few cases have been in court, usual help of an attorney during permitting process	→

* From few months to 13 years, with a mean of 4 years and a median of 3.5 years.

Developers

Table 5.5 shows that, overall, transaction costs seem to decrease for developers. They mainly save time and money by eliminating the wait during the permitting process. In addition, the responsibility of the compensatory mitigation is transferred from the developer to the mitigation banker so developers do not have residual risks and costs associated with compliance and monitoring activities. The costs linked to learning about policy are a cost of entry today because mitigation banking is still at its implementation stage. In few years, when mitigation banking will be an established and stabilized program, it will not be useful to take the policy enactment costs into account (McCann et al. 2005 p. 534). The cost of learning about the way to compensate for an impact will be the same for the different organizational forms.

Table 5.5 - Evolution of transaction costs for developers between the situation “without mitigation banks” and “with mitigation banks”

Type of transaction cost	Activities with mitigation banks that generate transaction costs	Evolution of the costs
Information collection	<i>Learning about the policy</i>	↗
Policy enactment	<i>Lobbying for or against the policy</i> No change for them	→
Implementation	<i>Equipment purchase</i>	→
Contracting	<i>Finding trading partner, negotiating and finalizing offset requirements, negotiating management plans</i> More options for offsetting impacts, only negotiate the price of the credits with the bankers (vs. organize a PRM)	↘
Support and administration	<i>Preparing applications, record keeping</i> Wait during permitting time that is avoided, only submit the choice of credits to the regulators (vs. submit a complete project of PRM), no more liability for the compensation (no residual costs associated with compliance and monitoring activities) (Prioritization of mitigation banking => additional information asked by regulators if the mitigation banking option is not chosen) *	↘ (↗)
Compliance monitoring	<i>Conducting and reporting on monitoring</i>	↘
Detection and enforcement	<i>Defense of property rights/actions</i> Few cases have been in court	→

* This cost is described in the light of the new-institutional economics theory in section 5.1.3.2

Intermediaries make the transaction costs decrease

Two types of intermediaries can facilitate relationships between the different actors of the mitigation banking system. First, brokers facilitate transactions between bankers and developers but they do not hold titles for the credits, they receive a percentage of the sales. They can help to shape the business plan of the bank. Second, an online official database¹⁰⁸, mainly developed by USACE agents, gathers information regarding the supply of mitigation credits per service area. This is a time-saving tool for developers who are looking for credits and also for bankers who must do their market study before creating a new bank in a service area.

Summary of the accounting analysis

Table 5.6 summarizes observations from section 5.1.3.1. Transaction costs have increased for mitigation bankers. Transaction costs seem to have decreased for developers. They seem to have decreased for regulators.

Table 5.6 - Evolution of transaction costs with mitigation banking

Type of transaction cost	Type of actor		
	Mitigation bankers	Developers	Regulators
Information collection	↗	↗	nc
Policy enactment	↗	→	→↗
Implementation	↗→	→	→↘↗
Contracting	↗	↘	↘
Support and administration	↗	↘	↘ (↗)
Compliance monitoring	↗	↘	↘
Detection and enforcement	→	→	→
GLOBAL	↗	↘	↘

¹⁰⁸ RIBITS (Regulatory In lieu fee and Bank Information Tracking System)
<https://rsgisias.crrel.usace.army.mil/ribits/f?p=107:2:2589410577342428>.

Overall, it is not possible to conclude if the total transaction costs supported by the stakeholders as a whole decreased or increased after that mitigation banks appeared. It seems they moved from permittees and regulators¹⁰⁹ to mitigation bankers mainly.

5.1.3.2 New-institutional economics analysis

Global evolution of transaction costs

Information we collected from the accounting analysis can be used to give a broad description of the evolution of the characteristics of transactions after the development of the mitigation banking system (Table 5.7).

The *frequency* is the number of relations between the actors involved in transactions. It increases since there are fewer actors responsible for the achievement of fewer large scale biodiversity offset projects. A high frequency makes the transaction costs decrease because the repeated relationship between the same agents increases reputational or routine effects.

The *uncertainty* can be divided in the *internal uncertainty* for the organizational form (i.e. the strategic behaviors of actors in the system) and the *external uncertainty* that is composed of the *environmental uncertainty* (i.e. all the consequences of ecological dynamics that are difficult to forecast or manage such as extreme natural events or uncontrollable exotic species invasion) and the *institutional uncertainty* (i.e. the possibility that rules of the games or laws change). The internal uncertainty decreases because potential opportunistic behaviors of mitigation bankers are limited by the higher capacity of control of regulators. The environmental uncertainty decreases because the restorations are carried out on a large scale and are included in regional scale biodiversity conservation programs that make the chance of success increase. The institutional uncertainty decreases because the rules, such as the 2008 Final Rule on compensatory mitigation, are more and more detailed and stable so actors know under which rules of the game they are playing. Overall, the uncertainty decreases so the transaction costs decrease because it is easier and easier to forecast how the transaction will really take place.

The *specificity* can be divided in *physical specificity* (i.e. the more or less detailed nature of the asset used to carry out the compensatory mitigation), the *site specificity* (i.e. the importance of the location of the asset) and the *human specificity* (i.e. how the means used for the transaction can be reused or not for another transaction). The physical specificity

¹⁰⁹ Transaction costs regulators have to face may continue to decrease if the PRM is gradually abandoned. Today, they actually have to face transaction costs from the management of both mitigation banking and PRM.

decreases compared to the in-kind compensation¹¹⁰ criteria because a limited number of types of credits represent all the existing types of impacted wetlands. The site specificity decreases compared to the “on-site” compensation principle¹¹¹ because the restored wetland may be strayed away from the impacted one under the condition that it is in the same service area. The human specificity increases because there are new economic sectors dedicated to mitigation banking such as brokers of mitigation credits and specialized firms in turnkey mitigation banking solutions. In addition, restoration requirements lead to the hiring of employees trained in ecological engineering. There are also new specialized mitigation banking teams of regulators. Overall, the asset specificity decreases so the transaction costs decrease because it is easier to redeploy the asset for instance if the contract gets terminated or if the terms of the contracts are not respected due to opportunistic behaviors (Ménard 2012).

Actors of the mitigation banking system, negotiating the borders of service areas and the type and number of credits approved or required with the regulators, try to maximize the frequency and to minimize the uncertainty and the specificity in order to minimize their transaction costs. Within these negotiations, regulators have to maintain a certain degree of asset specificity and to make the uncertainty decrease in order to reach the aim of no net loss while making the system feasible (Vaissière et al. unpublished results, Chapitre 4).

Following the new-institutional theory assumptions, the overall evolution of the characteristics of transactions described above help to provide a picture of the evolution of transaction costs after the development of the mitigation bank system (Table 5.7).

Table 5.7 - Overall impact of mitigation banking on the characteristics of transactions and then on transaction costs

Characteristic of transactions	Impact of the mitigation banking on the characteristics of transactions	Evolution of transaction costs
Frequency	↗	↘
Internal uncertainty	↘	↘
External uncertainty (environmental and institutional)	↘	↘
Physical specificity	↘	↘
Site specificity	↘	↘
Human specificity	↗	↗

¹¹⁰ With the in-kind compensation, the compensatory measure characteristics must exactly match the impact.

¹¹¹ With the on-site compensation, the compensatory measure must be carried out at the same location or strictly next to the impact.

If we simply sum the number of negative evolutions and of positive evolutions, it is possible to conclude that the design of mitigation banking seems to globally lead to a decrease of the transaction costs for implementing this environmental policy in comparison to PRM.

Hence, this result make sense with the choice regulators have made fostering mitigation banking over the other mitigation tools within the 2008 Finale Rule (USACE and USEPA 2008) in addition to the fact that mitigation banking seems to bring more ecological efficacy and effectiveness. It is interesting to note that the preference for mitigation banking actually participate in this decrease of transaction costs since it is a way to make the institutional uncertainty decrease.

The choice that developers make between PRM and mitigation banking

The choice developers have to make between mitigation banking and PRM is the standard “make or buy” decision that new institutional economics help to discuss. The choice of the organization is most often analyzed on the *asset specificity* criteria (Williamson 1985, Saussier and Yvrande-Billon 2007). This makes sense with the no net loss policy whose aim is to maintain an equivalency between ecological gains and ecological losses. Figure 5.2 uses the principle of a heuristic model proposed by Williamson (1991) who establishes a correspondence between the degree of asset specificity and the transaction costs to implement an organizational form. Theoretically, according to the nature of the impact developers make (e.g. destruction of common palustrine herbaceous wetland or of a vulnerable seasonal brackish marsh), their transaction costs are different. Mitigation banking is chosen for an asset specificity lower than k , and PRM is chosen for an asset specificity higher than k in order to minimize transaction costs.

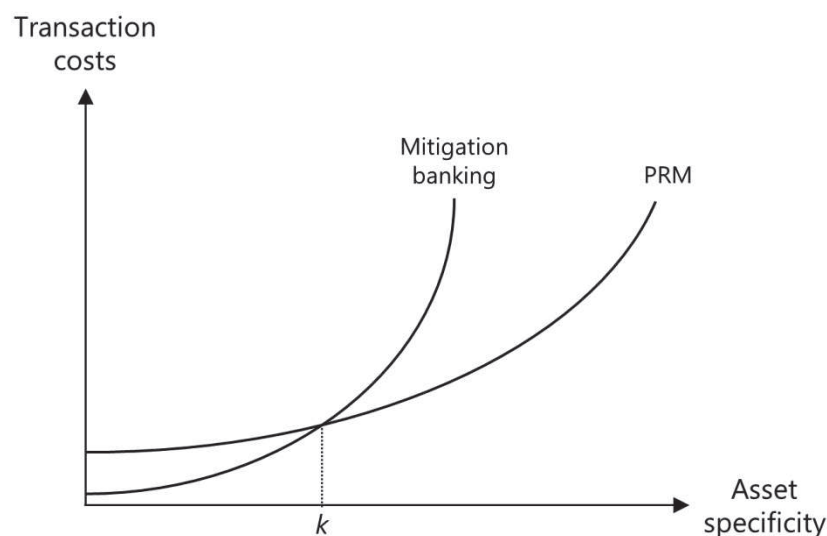


Figure 5.2 - Choice between PRM and mitigation banking (adapted from Williamson, 1991)

For a quite specific type of impact (for instance k' in Figure 5.3), they may be better off choosing to do a PRM rather than buying credits to a mitigation bank in order to have least transaction costs to bear.

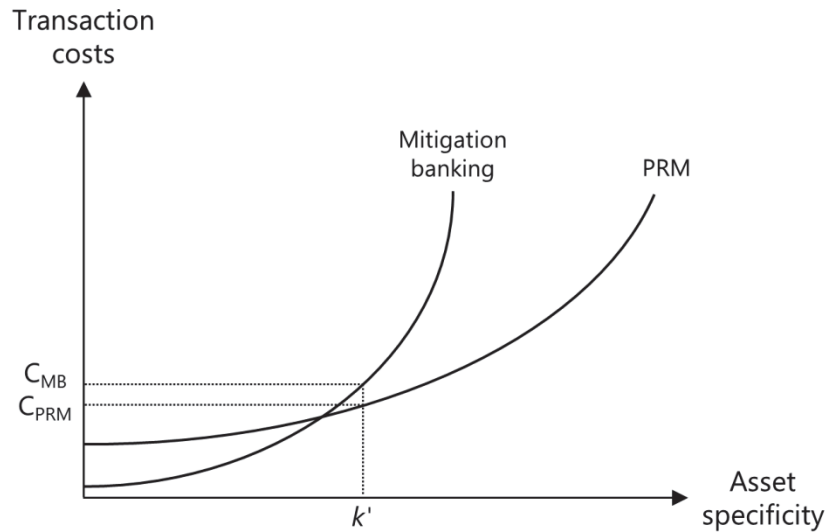


Figure 5.3 - Choice of a developer between PRM and mitigation banking

C_{MB} : Transaction costs for mitigation banking, C_{PRM} : Transaction costs for PRM, k : wanted asset specificity

However, regulators have a preference¹¹² for mitigation banking so they must find incentives to make the developers choose mitigation bank instead of setting up a PRM. Regulators designed the institutional environment to make the transaction costs for setting up a PRM increase. To do so, during the permitting process, the project manager (regulator) in charge of the permit application of a developer may ask additional information to prepare the final application document for the permit (mentioned in Table 5.5). One of the discussed information is ecological compensation and other mitigation measures¹¹³. The order of the questions serves as an implementation of the soft preference for mitigation banking. If the impact of the developer is located in the service area of an approved mitigation bank that has the appropriate number of credits available and the developer chooses another type of compensation such as PRM, he may be asked a long argumentation to defend its choice¹¹⁴. This is an expensive and time consuming requirement for developers, so it makes their

¹¹² This is actually a preference hierarchy, or a “soft preference”, with mitigation banking, then in-lieu fee mitigation and finally PRM (33 Code of Federal Rules 332.3 (b)) that the USACE and the USEPA jointly settled through the 2008 Final Rule (USACE and USEPA 2008).

¹¹³ This is the 8th question of the template proposed by the USACE for the combined documents for Environmental Assessment (404(b)(1) Guidelines Evaluation, Public Interest Review, and Statement of Findings.

¹¹⁴ However, if the impact is supposed to occur out of the service area of a mitigation bank having enough appropriate credits, developers quickly prove they cannot go through mitigation banking and regulators do not ask for supplementary information.

transaction costs considerably increase (Figure 5.4). The change of the institutional environment moves the curve and make mitigation banking less costly than PRM for the same asset specificity (k' is unchanged in Figure 5.4 to compare with Figure 5.3).

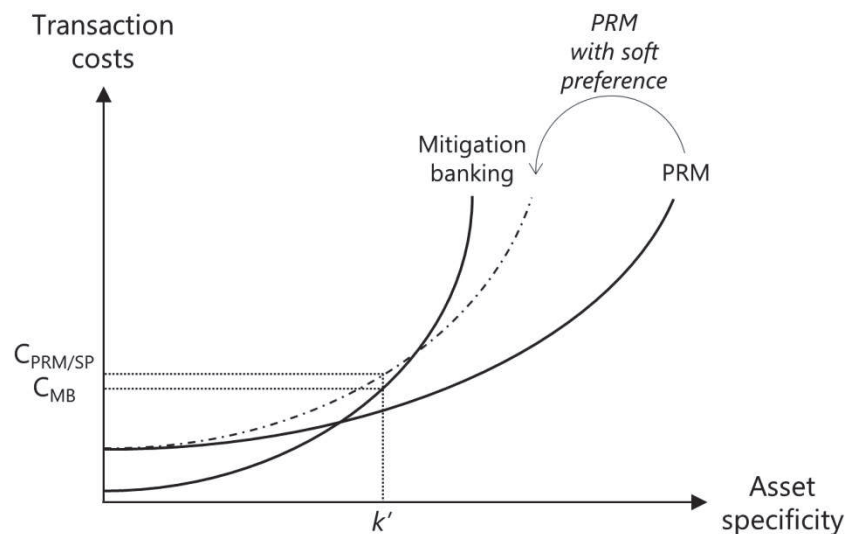


Figure 5.4 - Modification of the institutional environment (adapted from Ménard 2003)

$C_{PRM/SP}$: Transaction costs for PRM with the soft preference for mitigation banking, C_{MB} : Transaction costs for mitigation banking, k' : unchanged wanted asset specificity

5.1.4 Conclusion

The first attempt of this paper was to understand how transaction costs have changed in Florida 30 years after the introduction of a new market based organizational form, the wetlands mitigation banking system, and who bears the costs today.

The accounting analysis has shown that the development of the mitigation banking system changed the distribution of transaction costs. Transaction costs decrease for developers and regulators while most of transaction costs are now supported by mitigation bankers. Our findings are in line with those of Coggan et al. (2010) when they call for research on the shift of the burden of transaction costs and tradeoffs between public and private parties. We also have shown that the use of intermediaries makes the transaction costs decrease as Coggan et al. (2013c) described it for brokers. However, with this approach, it is difficult to say if transaction costs globally decrease or not.

From a new institutional economics perspective, we have shown that, at the whole policy scale, transaction costs should have decreased. This result is in line with other authors results. According to Robertson (2008), mitigation banking system leads, at least, to reduce transaction costs linked to the control of banks. Conway et al. (2013) underline the

economies of scales and the ability to have a strategic and cost effective implementation by known and certified providers of compensatory mitigation (mitigation bankers). Carroll et al. (2008) explain that transaction costs decrease because mitigation banking is a market based instrument with strong regulations that helps pairing up developers and mitigation providers. However, Vatn et al. (2011) refine this assumption saying that a market trade reduces transaction costs¹¹⁵ only if few actors are involved in it, which is the case within service areas.

The second attempt of this paper was to understand how the transaction cost criteria influences the choice developers make between PRM and mitigation banking.

We have explained how, according to the degree of specificity of the asset, developers should choose PRM or mitigation banking each time they must compensate for an impact. Next, we have shown that regulators create incentives to be sure that people would invest in mitigation banks and that these incentives make developer choose mitigation banking according to the transaction costs criteria. This result particularly emphasizes the importance to take into account the role of institutional environment within the transaction costs theory. We are in line with authors explaining that the institutional environment mays constraint the exchange of contracts (Coggan et al. 2013b citing Birner and Wittmer (2004) and Easter and McCann (2010) making the same point) and we add that this change of institutional environment ends up modifying transaction costs.

Acknowledgements

We would like to thank the University of Western Brittany (UBO) and the Europôle Mer research consortium, which financed the field work in Florida, and the IFREMER Marine Economics Unit and the Brittany region for supporting our work. During the stay in Florida, we were the guest of the Oceanographic Center of the NOVA Southeastern University: we thank them for their warm welcome and we enjoy our collaboration with them. This article and our research is possible thanks to meetings with Floridian actors of the mitigation/conservation banking system who were very available to answer our questions, we thank them too for their time.

5.1.5 References

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.

¹¹⁵ They make the difference between transaction costs and administrative costs.

- BenDor, T.K., Riggsbee, J.A., Doyle, M. (2011). Risk and markets for ecosystem services. *Environmental Science & Technology* 45(24): 10322–10330.
- Birner, R., Wittmer, H. (2004). On the ‘efficient boundaries of the State’: the contribution of transaction-costs economics to the analysis of decentralization and devolution in natural resource management. *Environment and Planning C: Government and Policy* 22(5): 667–685.
- Carroll, N., Fox, J., Bayon, R. (2008). *Conservation and biodiversity banking: a guide to setting up and running biodiversity credit trading systems*. London, UK: Earthscan.
- Coase, R.H. (1937). *The nature of the firm*. Reprinted in *The firm, the market and the law* (1988). Chicago: Chicago University Press.
- Coase, R.H. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3: 1–44.
- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S.M. (2013c). Transferable mitigation of development impacts. The case of development offsets at Mission Beach, Australia. *Journal of Environmental Policy and Planning*, 15(2): 303–322.
- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S.M., Bennett, J. (2013a). Intermediaries in environmental offset markets: Actions and Incentives. *Land Use Policy*, 32(1): 145–154.
- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S.M., Bennett, J. (2013b). Factors that influence transaction costs in development offsets: who bears what and why? *Ecological Economics*, 88: 222–231.
- Coggan, A., Whitten, S.M., Bennett, J. (2010). Influence of transaction costs in environmental policy. *Ecological Economics*, 69:1777–1784.
- Conway, M., Rayment, M., White, A., Berman, S. (2013). *Exploring potential demand for and supply of habitat banking in the EU and appropriate design elements for a habitat banking scheme*. ICF GhK-BioIS. http://ec.europa.eu/environment/enveco/taxation/pdf/Habitat_banking_Report.pdf
- Easter, K.W., McCann, L. (2010). Nested institutions and the need to improve international water institutions. *Water Policy*, 12: 500–516.
- EEP [Ecosystem Enhancement Program] (2005). *2004_2005 Annual Report*. Raleigh, NC: N.C. Ecosystem Enhancement Program.
- GAO [Government Accountability Office] (2005). *Wetlands protection. Corps of engineers does not have an effective oversight approach to ensure that compensatory mitigation is occurring*. U.S. Government Accountability Office Report GAO-05-898, Washington, D.C.

- Garrick, D., McCann, L., Pannell, D. J. (2013). Transaction costs and environmental policy: Taking stock, looking forward. *Ecological Economics*, 88 : 182–184.
- Hough, P., Robertson, M. (2009). Mitigation under section 404 of the clean water act: where it comes from, what it means. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1): 15–33.
- McCann, L. (2013). Transaction costs and environmental policy design. *Ecological Economics*, 88: 253–262.
- McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A., Kuperan, K.V. (2005). Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics*, 52: 527–542.
- Ménard, C. (2012). *L'économie des organisations*. Paris: La Découverte, 128 p.
- Ménard, C. (2003). Économie néo-institutionnelle et politique de la concurrence les cas des formes organisationnelles hybrides. *Économie Rurale*, 277(1) : 45–60.
- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comin, F.A., Yockteng, R. (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS biology*, 10(1): e1001247.
- NRC [National Research Council] (2001). *Compensating for wetland losses under the Clean Water Act*. Washington DC: National Academy Press.
- Paavola, J., Adger, W.N. (2005). Institutional Ecological Economics. *Ecological Economics*, 53: 353–368.
- Robertson, M. (2006). Emerging ecosystem service markets: trends in a decade of entrepreneurial wetland banking. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(6): 297–302.
- Robertson, M. (2008). The entrepreneurial wetland banking experience in Chicago and Minnesota. *National Wetlands Newsletter*, 30(4): 14–17.
- Saussier, S., Yvrande-Billon, A. (2007). *Economie des coûts de transaction*. Paris: La Découverte, 128 p.
- Scemama, P., Levrel, H. (2014). L'émergence du marché de la compensation des zones humides aux États-Unis : impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions. *Revue d'Economie Politique*, 123(6) : 893–924.
- USACE [United States Army Corps of Engineers], USEPA [United States Environmental Protection Agency] (2008). *Compensatory mitigation for losses of aquatic resources; Final Rule*. In: *Federal Register*, 73 Fed. Reg. 70, p. 19593–19705, 242 p.
- Vatn, A., Barton, N.D., Lindhjem, H., Movik, S., Ring, I., Santos, R. (2011). *Can markets protect biodiversity? an evaluation of different financial mechanisms*. *Noragric*

Report No. 60. International Environment and Development Studies, Noragric, Norwegian University of Life Sciences (UMB).

Williamson, O.E. (1985). *The economic institutions of capitalism: firms, markets, relational contracting*. New York: The Free Press Macmillan.

Williamson, O.E. (1991). Comparative economic organization. The analysis of discrete structural alternative. *Administrative Science Quarterly*, 36(2) : 269–296

5.2 Les banques de compensation, une forme organisationnelle exclusive ?

Dans la section 2.2 du Chapitre 2, nous avons expliqué que la « Règle Finale » de 2008 affirme que l'approche de la compensation par le PRM (forme hiérarchique) ne doit plus être utilisée qu'en dernier recours et reconnaît de fait qu'une partie de l'échec de la mise en œuvre des mesures compensatoires écologiques au cours des 30 dernières années est à mettre sur le compte de l'usage de cette forme organisationnelle inadaptée. Les principales limites des PRM sont liées à la faible envergure des mesures compensatoires écologiques, à leur capacité limitée à s'insérer dans des schémas de conservation de la biodiversité à de larges échelles et aux difficultés que rencontrent les régulateurs pour contrôler une grande quantité de petits projets.

Pour autant, les PRM sont encore utilisés aujourd'hui et représentent même toujours la forme organisationnelle dominante pour la mise en œuvre des mesures compensatoires écologiques. En 2011, à l'échelle des Etats-Unis, les PRM représentaient encore 67% des formes organisationnelles utilisées contre 26% pour les banques de compensation. L'utilisation des rémunérations de remplacement reste marginale avec une utilisation dans seulement 7% des cas (Madsen 2011).

Dans la section 5.2.1, nous allons proposer deux scénarios qui nous amènent à formuler deux hypothèses. Dans un premier cas, le système des PRM disparaîtra par un effet de redondance institutionnelle. Dans un second cas, ce système survivra à l'apparition des banques de compensation du fait d'une complémentarité institutionnelle entre ces deux formes organisationnelles pour la bonne mise en œuvre des mesures compensatoires. Dans la section 5.2.2, nous discuterons du rôle de la mise en place des banques de compensation dans l'évolution du cadre institutionnel de la compensation écologique ces dernières années.

5.2.1 Coexistence de transition ou durable entre les différents outils de compensation ?

5.2.1.1 Coexistence actuelle des banques de compensation et des PRM

Lors de la phase d'instruction des demandes de permis, les régulateurs doivent soutenir le choix d'une forme organisationnelle pour mettre en œuvre la compensation écologique proposée par un développeur en s'appuyant sur l'argument que cela est « préférable environnementalement ». Il existe une préférence pour les banques de compensation dans la « Règle finale », mais cette préférence n'est pas une obligation et des discussions peuvent donc avoir lieu à ce sujet entre le régulateur et le développeur lors de l'instruction du dossier.

Le code des règlements fédéraux décrit sur quels critères le régulateur doit se reposer pour établir son évaluation du dossier (33 CFR 332.3(a)1) : « When evaluating compensatory mitigation options, the district engineer will consider what would be environmentally preferable. In making this determination, the district engineer must assess the likelihood for ecological success and sustainability, the location of the compensation site relative to the impact site and their significance within the watershed, and the costs of the compensatory mitigation project ». On peut voir que les critères que peuvent retenir le régulateur pour le choix d'une forme organisationnelle sont exprimés de manière assez générale et non pas sur des normes précises. Ces critères reposent donc largement sur l'évaluation qu'en fait le régulateur, comme par exemple « la probabilité de réussite écologique et de durabilité de la mesure compensatoire ». Le coût des mesures compensatoires peut aussi peser dans le choix des formes organisationnelles, et peut s'entendre comme un critère de coûts disproportionnés¹¹⁶ tel qu'il existe par exemple dans la Directive Cadre sur l'Eau ou la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin.

Il existe des situations (discutées dans la section 5.1) où le PRM est la forme organisationnelle la plus adaptée, voire la seule possible. C'est le cas quand :

- L'impact n'est pas compris dans l'aire de service d'une banque de compensation.
- L'impact concerne un type de milieu qui ne fait pas encore ou ne peut pas faire l'objet de banques de compensation. C'est par exemple le cas du milieu marin où les principales limites sont l'inaliénabilité du fond marin, l'impossibilité d'établir des servitudes environnementales perpétuelles et l'incapacité d'établir des zones tampon pour prémunir les banques de compensation d'impacts extérieurs.
- L'impact concerne un milieu trop spécifique et il n'est donc pas envisageable de réaliser des mesures compensatoires écologiques ailleurs qu'à l'endroit de l'impact. Les deux alternatives étant l'amélioration ou la restauration de ce même milieu sur la parcelle du projet (restauration *in kind* et *on site*) ou alors l'abandon¹¹⁷ du projet pour incapacité de réaliser la compensation.

Dans ces trois cas, les développeurs arrivent à démontrer assez facilement aux régulateurs qu'ils n'ont pas la possibilité de se tourner vers le système des banques de compensation. Le deuxième et le troisième cas reposent sur le type de zone humide à compenser et donc sur la

¹¹⁶ Se dit des coûts qui justifient une dérogation aux obligations imposées par la DCE pour l'atteinte du bon état écologique des eaux. Les coûts disproportionnés sont notamment légitimés par les incidences du coût des travaux sur le prix de l'eau et sur les activités économiques, comparées à la valeur économique des bénéfices environnementaux et autres avantages escomptés (à partir du glossaire sur l'eau, www.glossaire.eaufrance.fr).

¹¹⁷ Une troisième alternative est la justification de l'intérêt public majeur du projet pouvant mener à une destruction assumée et définitive de biodiversité non remplaçable.

spécificité des actifs qui doivent être mobilisés. Nous avons vu dans la première partie de ce chapitre (section 5.1) que d'après le critère de minimisation des coûts de transaction et le modèle heuristique de Williamson (1991), lorsque la spécificité de l'actif est forte, le développeur choisit en effet de mettre en œuvre la mesure compensatoire écologique via le PRM.

En revanche, s'ils estiment que cela est nécessaire, les régulateurs peuvent demander des informations complémentaires aux développeurs sur les raisons pour lesquelles ils choisissent d'avoir recours au PRM lorsque leur impact se situe dans l'aire de service d'une banque de compensation, dans laquelle sont disponibles suffisamment de crédits adaptés (Voir l'Annexe dans la section 5.2.3). Nous avons vu dans la section 5.1 de ce chapitre qu'ils peuvent de cette manière faire changer la proposition des développeurs.

Cette coexistence entre le PRM et les banques de compensation est-elle transitoire ou durable ? Est-ce que le PRM va disparaître au profit des banques de compensation uniquement ? Nous pouvons formuler les deux hypothèses suivantes.

5.2.1.2 Hypothèse de coexistence de transition du fait d'une inertie institutionnelle conduisant finalement à la disparition du système des PRM

Les banques de compensations se sont mises en place de manière progressive tout comme leur cadre réglementaire (Hough et Robertson 2009). En effet, les conséquences de la « Règle Finale » de 2008 ne se sont pas fait sentir directement après son adoption (BenDor et Riggsbee 2011). Les effets réels de ce texte n'étaient finalement perçus que depuis peu par les acteurs interrogés lors de notre étude de terrain, début 2013. Il existe ainsi une inertie de ces modes d'organisation, comme il y a une inertie institutionnelle (Ménard 2012). Elle tient aux habitudes des régulateurs en charge de la mise en œuvre de la compensation écologique qui doivent se réorganiser mais aussi de développeurs pour qui le recours aux banques de compensation reste encore une alternative nouvelle. La coexistence entre le PRM et les banques de compensation serait alors transitoire et mènerait à terme à aller de plus en plus vers le système des banques de compensation qui est supposé plus efficace écologiquement et plus effectif que le PRM et l'In-Lieu Fee.

5.2.1.3 Hypothèse de coexistence durable du fait d'une complémentarité institutionnelle

Cette deuxième hypothèse repose davantage sur l'idée qu'il n'y a pas de solution unique optimale pour la compensation écologique mais plutôt une combinaison de solutions adaptatives¹¹⁸. L'idée est de régler la plupart des cas de compensation écologique avec le système des banques de compensation, qui semble être plus efficace écologiquement toutes choses égales par ailleurs et qui est désormais institutionnalisé par application de la « Règle Finale » de 2008, mais de pouvoir avoir recours au système des permis individuels dans des cas particuliers. (1) Lorsque que l'impact a lieu en dehors de l'aire de service d'une banque de compensation ou (2) lorsque les impacts concernent des zones humides très spécifiques qui ne pourraient pas être retrouvées et redéployées ailleurs que sur la zone de l'impact.

La théorie des coûts de transaction, en faisant le lien entre les coûts de transaction et les caractéristiques des transactions, permet de donner une cohérence théorique à l'existence de différentes formes organisationnelles adaptées à la variabilité des transactions à organiser. La caractéristique de spécificité de l'actif est un élément clé pour le choix des formes organisationnelles. Comme présenté dans la section 5.1 de ce chapitre, la Figure 5.5 utilise le modèle heuristique de Williamson (1991) qui établit une correspondance entre le degré de spécificité de l'actif utilisé pour une transaction et la forme organisationnelle qui permet de mettre en œuvre cette transaction. Théoriquement, le système des banques de compensation est choisi pour une faible spécificité de l'actif (inférieure à k) et le PRM est choisi pour une forte spécificité de l'actif (supérieure à k). Cependant, comme nous l'avons observé dans la section 5.1, l'incertitude influe aussi dans cet arbitrage, qu'elle soit environnementale et liée à la difficulté de prédire l'évolution naturelle des sites de compensation ou interne et liée à la possibilité que les acteurs de la compensation aient des comportements opportunistes. Il existe donc une incertitude entourant le point de basculement k (Figure 5.5), d'où la coexistence possible de formes organisationnelles alternatives au voisinage de ce point (Ménard 2012).

¹¹⁸ On se rapproche du rôle que donne Batie (2008) à l'économie appliquée dans les cas de *wicked problems* (ou problème complexe, tenace et difficile à résoudre) dans lequel améliorer la situation en proposant un groupe de solutions est plus réaliste que de vouloir proposer une seule solution optimale.

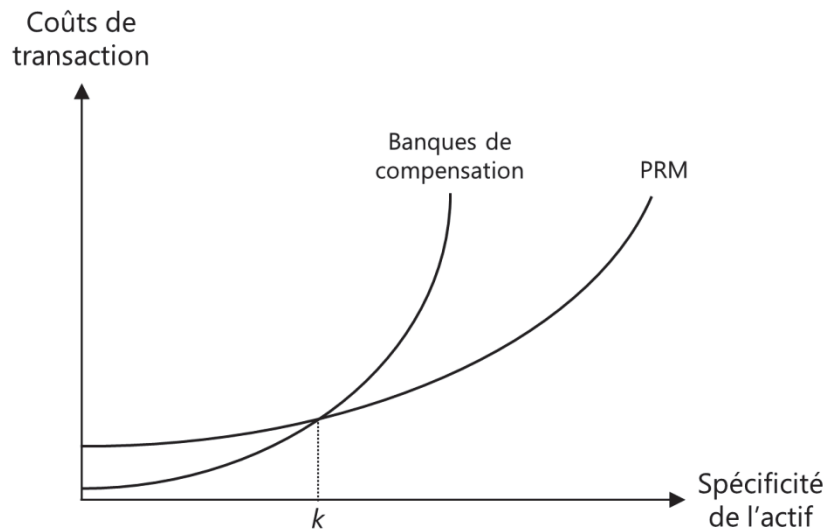


Figure 5.5 - Choix entre le PRM et le système des banques de compensation (adapté de Williamson, 1991 et de Ménard 2012)

5.2.2 Le rôle de la mise en place des banques de compensation sur la meilleure mise en œuvre de la compensation écologique

Comme le souligne Douglass North (1990), les organisations sont à la source du changement institutionnel. Repartons des origines des banques de compensation. Devant un constat d'inefficacité et d'ineffectivité du PRM (section 2.2.2) le système des banques de compensation s'est peu à peu développé en tant qu'outil de compensation alternatif. D'une part, il a permis de rendre plus effective la politique de compensation écologique en améliorant l'instruction et le contrôle des mesures compensatoires écologiques qui étaient faibles vu le grand nombre d'acteurs impliqués avec les formes hiérarchiques. D'autre part il a permis de répondre aux limites écologiques posées par les formes hiérarchiques en proposant des mesures compensatoires écologiques de grande envergure et s'inscrivant dans des schémas de conservation de la biodiversité à des échelles plus importantes que les PRM. Mais il a aussi permis d'améliorer globalement, et c'est ce qui fait son originalité, l'ensemble de la politique publique de mise en œuvre de la compensation écologique et de son cadre institutionnel avec la mise en place de standards communs qui s'appliquent maintenant à l'ensemble des outils de compensation¹¹⁹ via l'adoption de la « Règle Finale » de 2008 (Levrel, 2012a). L'amélioration des standards de performance, des contrôles et du suivi, de la gestion sur le long terme et des assurances financières concerne toutes les formes organisationnelles. Par exemple, toutes les mesures compensatoires écologiques, et pas

¹¹⁹ Ne serait-ce que pour des questions de concurrence. En effet, si le système des PRM pouvait être moins exigeant car moins réglementé et donc moins coûteux, alors le choix de tous les développeurs se porterait sur cette forme organisationnelle, ce qui serait une source de perte de revenus pour les banques de compensation.

uniquement les banques de compensation, doivent dorénavant être menées à l'échelle des sous bassins versants et il est possible de combiner des mesures compensatoires écologiques *on site* et *off site*¹²⁰. Donc, finalement, l'innovation organisationnelle des banques de compensation a joué un rôle dans la meilleure mise en application en général de la compensation écologique.

La décision de mettre l'objectif de « non perte nette » au cœur d'une politique publique a constitué une modification de l'environnement institutionnel qui a été la source d'innovations organisationnelles. Et ces innovations organisationnelles ont permis de faire évoluer l'ensemble de l'environnement institutionnel. On retrouve alors un fonctionnement en continuum et les boucles de rétroaction décrits par la théorie néo-institutionnelle (Figure i.4, p. 24).

5.2.3 Annexe : Extrait du document modèle proposé par l'USACE pour la préparation de la soumission finale de demande de permis de construire sur une zone humide – Partie sur les mesures compensatoires écologiques (question 8)

MEMORANDUM FOR RECORD SUBJECT: Department of the Army Environmental Assessment and Statement of Finding for Above-Numbered Permit Application

This document constitutes the Environmental Assessment, 404(b)(1) Guidelines Evaluation, Public Interest Review, and Statement of Findings.

8. Compensation and other mitigation actions

a. Compensatory Mitigation

(1) Is compensatory mitigation required? ☐ yes ☐ no [If "no" do not complete the rest of this section]

(2) Is the impact in the service area of an approved mitigation bank? ☐ yes ☐ no

(i) (☐ NA) Does the mitigation bank have appropriate number and resource type of credits available? ☐ yes ☐ no

(3) Is the impact in the service area of an approved in-lieu fee program?

☐ yes ☐ no

(i) (☐ NA) Does the in-lieu fee program have appropriate number and resource type of credits available? ☐ yes ☐ no

(4) Check the selected compensatory mitigation option(s):

☐ mitigation bank credits

☐ in-lieu fee program credits

☐ permittee-responsible mitigation under a watershed approach

¹²⁰ Cela correspond à mener une partie des mesures compensatoires écologiques sur ou à proximité immédiate du lieu de l'impact et en complément d'acheter des crédits à une banque de compensation.

- ☐ permittee-responsible mitigation, on-site and in-kind
☐ permittee-responsible mitigation, off-site and out-of-kind

(5) If a selected compensatory mitigation option deviates from the order of the options presented in §332.3(b)(2)-(6), explain why the selected compensatory mitigation option is environmentally preferable. Address the criteria provided in §332.3(a)(1) (i.e., the likelihood for ecological success and sustainability, the location of the compensation site relative to the impact site and their significance within the watershed, and the costs of the compensatory mitigation project):

If Permittee performing but impact project within service area(s) of Mitigation Bank or In-Lieu Fee then compare the alternatives

(a) (☐ NA) Description of the compensatory mitigation:

If only one MB/ILF and applicant is not proposing Permittee Responsible, then check NA. Otherwise characterize ecological lift desired (e.g. type of services).

(b) (☐ NA) Selection of the mitigation type and location, §332.3(b)(2)-(6), considered the following. Where the project is located in the Service Area of more than one Mitigation Bank and/or In-Lieu Fee, the names of those considered are: MB/ILF#1; MB/ILF#2; MB/ILF#3.

If only one MB/ILF and applicant is not proposing Permittee Responsible then check NA. Otherwise, discuss and compare the pros and cons of the options for each consideration (e.g. permittee desires to perform and yet mitigation bank is available, or if two mitigation banks are available, then compare the two for each section).

The first seven are considerations described in §332.3(b) for Mitigation Bank and In-Lieu Fee. The 8th one (Identified high priority resource need on watershed scale) is consideration ascribed to In-Lieu Fees. The 9th one (Achieve success soonest) is a consideration ascribed to Permittee-Responsible under watershed approach). The 10th and 11th ones, (Practicable and compatible with project, Likelihood to offset impact) are considerations ascribed to Permittee-Responsible on-site/in-kind. The 5th one (Consolidation of resources) refers to variety of species and other wetland services.

Consideration	☐ NA /Permittee-Responsible	☐ NA / <name of MB/ILF#1>	☐ NA / <name of MB/ILF#2>
Uncertainty	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>
Temporal loss	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>
Risk	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>
Size and ecological value of parcel	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>
Consolidation of resources	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>
Scientific/technical analysis, planning and implementation	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>
Timing of site identification, project specific planning and financial assurances in advance of impact or otherwise	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>

Identified high priority resource need on watershed scale	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>
Achieve success soonest	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>
Practicable and compatible with project	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>
Likelihood to offset impact	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>
Environmentally preferable	<discuss/compare>	<discuss/compare>	<discuss/compare>

(a) Selection relied upon the following aspects of the Mitigation Plan, §332.4(c)(2)-(14), NA if mitigation Bank or In-lieu Fee):

Description in §332.3(c)(2)-(14) and in other sections (e.g. §332.6 on Monitoring) are gleaned from lessons learned where compensatory projects failed. Addressing these in Mitigation Plan increase the assurance the environmental impacts will be offset.

(i) Objectives (☐ NA)

Functions gained/lost, watershed improvements. §332.3(c)

(ii) Site selection (☐ NA)

Future land use compatibility.

(iii) Site Protection Instrument (☐ NA)

Evidence of legal protective measures.

(iv) Baseline Information

Ecological characteristics of impact and mitigation site, trend in land uses, attributes of reference sites if used.

(v) Determination of Credits

Compare functions lost and gained.

(vi) Mitigation Work Plan (☐ NA)

Construction to provide hydrology, vegetation, soils, buffers.

(vii) Maintenance plan (☐ NA)

Who responsible and schedules.

(viii) Performance Standards (☐ NA)

Objective and verifiable attributes of changes in soils, vegetation and hydrology parameters. Account for natural system variability. Focus on early stages of ecosystem development. §332.5

(ix) Monitoring Requirements (☐ NA)

Who and what data. §332.6

(x) Long-term management plan (☐ NA)

Who responsible and source of funds. §332.7

(xi) Adaptive management plan (☐ NA)

What are potential problems and remedial measures.

(xii) Financial Assurances (☐ NA)

Type of assurance and who.

(xiii) Other Information (☐ NA)

Unique characteristics.

(b) Selection is environmentally preferable, §332.4(a)(1), based on the following:

Objective: Offset environmental losses

DE determines the compensatory requirement

Assess likelihood of ecological success

DE considers what is environmentally preferable

Mitigation banks or in-lieu fees preferable in many cases

Refer to how the selection achieves the preferable location in the watershed or addressing something identified in the cumulative analysis

(6) Other Mitigative Actions

b. Special Condition

This section is not a copy-paste of the permit special condition but do describe the objective and key characteristics of the conditions particularly relevant to the decision and therefore to future compliance reviews (e.g. size of the wildlife crossing, acres of restoration).

(1) Functional assessment.

Include: (1) a valuation of the damage to the wetland caused by the fill; (2) a description and valuation of the proposed works to protect, preserve, enhance, and/or construct wetland area or areas; and (3) a narrative that describes the feasibility of the works and the basis for the assurances of success. Note that the valuation method used here should be consistent with the rating method in the analysis. Numeric methodologies (WRAP, UMAM) and their adjustments (Temporal, Weighting, and Weight variables) are mathematical tools to supplement but not to supplant use of professional judgment during a project review.

(2) Compensatory mitigation required by special conditions of the permit.

(3) Other mitigative actions required by special conditions of the permit.

For example, that required in presence of federal channels.

Chapitre 6

Comparaison des résultats de thèse avec d'autres cas d'étude

Ce chapitre compare les résultats de la thèse avec d'autres cas d'étude américains (section 6.1) et avec le cas français (section 6.2). Cette comparaison est nécessaire pour identifier les éventuelles particularités de notre cas d'étude et pour évaluer la reproductibilité de notre analyse au regard d'autres environnements institutionnels dans lesquels la compensation écologique peut s'inscrire.

6.1 Comparaison des résultats de thèse avec une étude statistique sur la Floride et une étude empirique sur le New Jersey

Nous avons été amenés à comparer nos résultats empiriques du terrain en Floride avec deux autres études. Cela a donné lieu à deux collaborations sur des chapitres d'un ouvrage sur la compensation écologique (Levrel et al. à paraître).

6.1.1 Approche statistique du cas de la Floride à partir des données RIBITS pour le district de Jacksonville (Scemama et al. à paraître)

Le district de Jacksonville a pour limites celles de la Floride. Nous avons pu proposer une évaluation de la robustesse de la base de données RIBITS par comparaison avec les données de terrain que nous avons collectées pendant la thèse (Scemama et al. à paraître). Les limites de l'approche statistique soulevées dans ce chapitre d'ouvrage permettent de souligner l'importance de coupler ces analyses à des analyses qualitatives de terrain, ce qui a été fait dans cette thèse. L'échelle du district de l'USACE semble être pertinente pour analyser l'offre et la demande de crédits de compensation et les mécanismes qui les animent. Pour avoir exploré l'ensemble des districts des Etats-Unis, Scemama et al. rappellent que les disparités institutionnelles qui encadrent ces offres et demandes ne permettent pas d'envisager un marché global de la compensation mais bien des marchés au moins à l'échelle des districts avec des règles d'échange adaptées aux contextes locaux. Cette prise de recul confirme l'intérêt d'avoir mené l'analyse à l'échelle d'un district dans cette thèse.

6.1.2 Comparaison des banques de compensation pour zones humides du New Jersey et de Floride

Cette partie fait l'objet d'un chapitre d'ouvrage :

Hassan, F., et Vaissière, A.C. (à paraître). *Comparaison des banques de compensation pour zones humides du New Jersey et de Floride*. Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Le contexte environnemental et institutionnel dans lequel se développe un système de banques de compensation conditionne fortement la définition des objectifs et des actions à réaliser. Les différences entre le New Jersey (Hassan et al. à paraître) et la Floride (Vaissière et al. à paraître) résultent principalement de la géographie et de l'histoire des impacts sur leurs zones humides (Tableau 6.1). Il s'agit de la dégradation de leur qualité par la pollution industrielle dans le New Jersey et de l'altération de leur nature par le drainage en Floride.

Tableau 6.1 - Principaux points de comparaison entre le New Jersey et la Floride

Etat	New Jersey	Floride
Contexte, histoire des impacts et du développement du territoire	Pollution industrielle au XIXème siècle Développement urbain au XXème siècle	Développement urbain Drainage de terrains pour l'agriculture, l'élevage et la sylviculture principalement Espèces invasives
Contexte institutionnel	Permis USACE attribué par l'Etat, sauf dans le domaine de compétence exclusive de l'USACE (eaux interétatique, en l'espèce zones côtières et rives du Delaware)	Double-permis (USACE et Florida DEP)
Nombre de banques de compensation approuvées	16 ¹²¹	64 banques avec le double permis 9 banques avec un permis d'Etat uniquement
Principaux défis	Décontamination des sols Acquisition foncière (coût)	Maîtrise des espèces invasives Réponse aux attentes des deux échelles régulatrices (fédérale et d'Etat) Acquisition foncière (coût)
Objectifs principaux	Dépollution de zone humide Préservation d'espaces-clés menacés par la saturation du territoire Qualité de l'eau potable (bassin d'approvisionnement de la ville de New York)	Zone humide reconnectée à un corridor écologique, reconversion en zone humide
Surfaces	Petites (moins de 100 Ha)	Grandes (800 Ha en moyenne, de 20 Ha à 9 800 Ha)
Principale action	Décontamination des sols Restauration	Retrait des drains et reconnexion au réseau hydrographique Remodelage topographique Arrachage des essences plantées et/ou espèces invasives Plantations...

¹²¹ La base de données RIBITS compte 6 banques approuvées. 5 de ces 6 banques figurent aussi parmi les 15 banques approuvées sur le site du NJDEP. On compte ainsi 16 banques approuvées pour l'Etat du New Jersey.

Méthode d'évaluation de référence	Wetland Mitigation Quality Assessment Basée sur des indicateurs de fonctions écologiques	Uniform Mitigation Assessment Method (UMAM) Basée sur des indicateurs de fonctions écologiques
Prix d'un crédit	Autour de 400 000\$	Entre 25 000\$ et 200 000\$
Surface moyenne correspondant à un crédit	1,6 Ha	1,3 Ha
Surface moyenne des aires de service	196 000 Ha (entre 44 000 Ha et 753 000 Ha)	350 000 Ha (entre 250 000 Ha et 1 150 000 Ha)

6.2 Comparaison des résultats de thèse avec la mise en œuvre de la compensation par l'offre en France

6.2.1 Comparaison des cadres institutionnels et organisationnels des banques de compensation aux Etats-Unis et en France

Cette partie est basée sur un chapitre d'ouvrage :

Calvet, C., et Vaissière, A.C. (à paraître). *Comparaison des cadres institutionnels et organisationnels des banques de compensation aux Etats-Unis et en France*. Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Cette section propose de souligner différents éléments de comparaison entre les Etats-Unis et la France qui méritent d'être mis en évidence dans une perspective de développement du système des banques de compensation en France.

Le Tableau 6.2 synthétise les principales différences entre les deux pays qui nous ont semblé importantes à souligner.

Les premières banques de compensation des Etats-Unis ont été mises en place à la fin des années 1980, et on en dénombre aujourd'hui près de 1 500 à l'échelle des Etats-Unis. Entrepris en 2008 par la CDC-Biodiversité, le dispositif de Réserve d'Actifs Naturels de Cossure est la première expérience française de compensation par un outil alternatif au permis individuel. Il tend à se développer avec l'appel à projets lancé en 2011 par le gouvernement français (Calvet et al. à paraître).

Les principales différences qui distinguent les Etats-Unis de la France, sous réserve que leurs environnements institutionnels soient comparables, concernent les droits de propriété et les garanties de réalisation et de gestion pérenne des banques de compensation. Il s'agit précisément des innovations nécessaires, soulignées par Quétier et al. (2014), qui permettront de garantir la perpétuité des objectifs de conservation des banques de compensation dans le cadre français.

En ce qui concerne les droits de propriété, les Etats-Unis sont dotés d'un principe de servitude environnementale qui protège à perpétuité, et quel que soit le propriétaire, la vocation environnementale des parcelles sur lesquelles sont établies les banques de compensation. Il n'existe pas de servitude dédiée à la conservation d'un écosystème à l'heure actuelle en France mais des réflexions sont en cours pour modifier la réglementation afin d'y intégrer le principe de servitude environnementale. D'autre part, à la différence du cadre

français, le cadre des Etats-Unis prévoit le transfert de la responsabilité juridique de l'atteinte des objectifs des mesures compensatoires écologiques du développeur à la banque de compensation. Cela permet d'assurer des contrôles et des suivis plus effectifs des mesures compensatoires écologiques (Barnaud à paraître).

Pour ce qui est des garanties de réalisation et de gestion pérenne des banques, le cadre des Etats-Unis impose aux banques de compensation de présenter des garanties techniques (dans l'instrument de banque) et financières dans le cadre de leur demande de permis auprès des régulateurs. En ce sens, deux fonds financiers doivent être constitués par la banque. Le premier pour sa construction afin de se prévenir des risques de faillite. Le deuxième pour assurer la gestion de la banque à perpétuité. Pour le moment, en France, la garantie financière sur le long terme repose uniquement sur les promesses et la réputation des acteurs à l'initiative du projet de banque de compensation.

Si l'on s'intéresse aux contraintes spatiales et foncières des systèmes français et américain, il semble plus facile de mettre en place une banque de compensation aux Etats-Unis qu'en France. En effet, le territoire français a un paysage très morcelé avec l'imbrication des milieux agricoles et naturels, ainsi qu'une urbanisation de plus en plus pressante sur ces milieux. Ce morcellement implique une diversité de propriétaires de parcelles et de statuts fonciers des espaces visés pour les compensations. De plus, la tradition agricole importante de la France implique une prise en compte croissante des enjeux de l'agriculture dans la définition des compensations. La mise en place d'une banque de compensation nécessite alors des étapes préalables de concertation entre les acteurs locaux, notamment agricoles et fonciers. Aux Etats-Unis, la taille importante des parcelles réduit le nombre d'interlocuteurs, celles-ci appartenant souvent à un seul propriétaire. Ce sont plus souvent les aspects financiers que les enjeux locaux qui prévalent dans l'incitation des individus à réaliser une banque de compensation.

Au regard de l'environnement institutionnel, l'expérience des Etats-Unis a montré l'importance d'un renforcement et d'une stabilisation des règles et du système de gouvernance encadrant les banques de compensation pour l'atteinte de bonnes performances écologiques des compensations. Le gouvernement français prend quant à lui le parti de laisser l'environnement institutionnel se construire avec le développement de différents systèmes de banques, laissant ainsi les acteurs des banques de compensation tâtonner et proposer un système de gouvernance et des règles prévalant aux compensations. Cependant, sans un effort pour la mise en place d'un environnement institutionnel stable à l'échelle

nationale, nous risquons de nous retrouver avec de plus en plus de «paper offsets¹²²» (Quétier et al. 2014).

Le poids des différents acteurs de la compensation diffèrent également entre les systèmes français et des Etats-Unis. Aux Etats-Unis, les régulateurs ont un rôle clé. Ils doivent d'une part, définir un cadre institutionnel détaillé tout en étant assez flexible et interprétable pour permettre au système de fonctionner, et d'autre part, contrôler la mise en place et la gestion des banques de compensation. Enfin, il leur faut suffisamment résister aux pressions du lobby pour conserver l'objectif de conservation de la biodiversité dans ce système de régulation. Lors d'une évaluation de la mise en œuvre de la compensation écologique aux Etats-Unis, de fortes critiques du National Research Council (NRC 2001) et du Government Accountability Office (GAO 2005) ont entraîné la création par l'USACE (le régulateur) en 2008 d'une réglementation spécifique : « The Final Rule » (Hassan et al. à paraître) où notamment le régulateur souligne sa préférence pour le système des banques comme outil de compensation. En France, comme nous l'avons mentionné ci-dessus, aucune réglementation propre au système des banques n'émerge à l'échelle nationale. La réalisation d'un cadre conceptuel pour les compensations est davantage laissée à la construction des développeurs dans le cadre de leurs projets ou des instances régulatrices locales (Quétier et al. 2014). Cela conduit à des méthodologies très hétérogènes, parfois peu claires au regard du calcul des équivalences et le plus souvent incapables de justifier la réalisation d'un *no net loss*, ne serait-ce qu'en surface (Calvet et al. à paraître). Ce manque de clarté et de rigueur des cadres conceptuel et méthodologique entraîne une mauvaise compréhension de la part des acteurs du système, ce qui ne favorise pas une bonne mise en œuvre des compensations. Le consultant en environnement (ou bureau d'étude) joue aux Etats-Unis un rôle de médiateur entre les régulateurs et les banques de compensation ou les développeurs, en négociant les crédits et les aires de service, ainsi que le plan de gestion de la banque. En France, le sujet de la compensation n'était pas jusqu'ici identifié comme une mission clé des études réglementaires environnementales, donc le bureau d'étude en environnement n'avait pas de mission de négociation particulière. Cette situation est amenée à évoluer, notamment en lien avec la loi Grenelle II et la future loi « Biodiversité ».

Concernant l'acceptabilité sociale du principe même de compensation écologique, les associations et ONG environnementales semblent être plus méfiantes en France qu'aux Etats-Unis envers l'utilisation des outils de compensation comme moyen de conservation de la biodiversité. Cependant, certains acteurs pensent de façon assez pragmatique, que ce principe peut au moins freiner, voire stopper, l'actuelle érosion de la biodiversité dans un

¹²² « compensations qui n'existent que sur le papier ».

contexte où il semble difficile de s'opposer aux projets de développement. Aux Etats-Unis, certaines ONG ont peu à peu changé leur point de vue. Après avoir été plutôt opposées au principe de compensation, notamment au système marchand, elles ont peu à peu été impliquées dans le système via la défense des servitudes environnementales ou la responsabilité de la gestion au long terme des banques. Elles sont cependant rarement directement impliquées dans la réalisation des banques de compensation. Il s'agit alors pour elles d'un moyen alternatif pour pallier le manque de financements pour leurs actions de conservation de la biodiversité.

Tableau 6.2 - Principaux éléments de comparaison entre les systèmes des banques de compensation aux Etats-Unis et en France

	Etats-Unis	France
Environnement institutionnel	Organisation et règles assez stabilisées (30 ans d'expérience) Il émane de l'échelle nationale même s'il est adapté aux contextes locaux	Non stabilisé (en construction) Il émane de l'échelle locale/régionale ce qui pose des difficultés quant à son homogénéité
Réglementation spécifique pour les banques de compensation	Lois fédérales et d'Etat + évolution de la jurisprudence en fonction des besoins	A droit constant (seule anticipation possible des demandes de compensation par les banques)
Préférence par le régulateur d'un outil de compensation	Système des banques de compensation préféré par le régulateur fédéral	Pas de préférence
Responsabilité juridique du développeur	Transférée au sponsor de la banque de compensation	Conservée par le développeur
Servitude environnementale	Perpétuité	Durée d'engagement stipulée dans la convention (à l'heure actuelle 30 ans)
Complétude des contrats entre le régulateur et la banque	Instrument de banque de compensation plutôt complet mais avec des zones de flou laissées pour permettre flexibilité et interprétation	Signature d'une convention entre le régulateur et la banque laissée volontairement générale et incomplète (en construction au fur et à mesure)
Contraintes foncières pour la mise en place de la banque	Grandes parcelles et poids important des incitations économiques	Espace très morcelé, poids important de l'agriculture et implication des acteurs locaux
Garantie financière d'une gestion pérenne	Obligation de création d'un fonds de construction et d'un fonds de gestion sur le long terme	Pas de garantie autre que la réputation de l'acteur responsable de la banque
Acteur garantissant la défense des objectifs environnementaux	Acteurs indépendants garants du respect de la servitude environnementale et des assurances financières. Equipe inter-agences publiques pour le respect d'enjeux particuliers dans les banques de compensation	Pas d'acteur clairement identifié par le régulateur
Négociation des crédits, aires de service et objectifs écologiques de la banque	Entre la banque et le régulateur via le consultant en environnement	Entre la banque, le régulateur et un comité local d'acteurs du territoire

Unité d'évaluation de l'équivalence	Avant : surfaces et ratios De plus en plus : fonctions écologiques	Surfaces et ratios
Outil d'évaluation de l'équivalence	Méthode standardisée souvent proposée par le régulateur	Au cas par cas, proposée par le développeur
Attribution des crédits de compensation	Au fur et à mesure sur réalisation des objectifs de moyens et de résultats en termes de performance écologique	Totale à la mise en place de la banque sur engagement de réalisation des objectifs de moyens
Formation des prix des crédits de compensation	Pas de contrôle du régulateur, dépend de la situation concurrentielle de la banque	Sous contrôle du régulateur. Basé sur les coûts de production et de gestion
Sanction en cas de non-respect des objectifs du contrat et du plan de gestion de la banque de compensation	Gel de l'attribution des crédits et de la vente des crédits déjà débloqués	Non prévue
Acceptabilité sociale du principe des banques de compensation	Certaines ONG devenues favorables car impliquées dans le système	ONG méfiantes Forte mobilisation des associations militantes contre

Source : Calvet et Vaissière (à paraître)

6.2.2 Quelles évolutions pour le cadre institutionnel français de la compensation écologique ?

Nous avons vu dans la section précédente qu'il existe à l'heure actuelle des différences entre les environnements institutionnels français et américain des politiques de compensation écologique. Des évolutions du cadre français sont prévues dans les mois et années à venir et il semble intéressant de revenir sur ces dernières pour voir si elles tendent à se rapprocher du modèle américain et notamment du système des banques de compensation.

Le récent projet de loi « Biodiversité » propose un nouvel instrument juridique appelé « obligation réelle environnementale » dans son article 33¹²³. L'obligation réelle environnementale autorise le propriétaire d'un bien immobilier à créer, par un contrat avec une autre entité publique ou privée, une obligation de financer et réaliser certaines actions environnementales (dont des mesures compensatoires écologiques) sur ce bien immobilier. La durée de l'obligation est fixée entre les parties du contrat et l'obligation est automatiquement transférée au nouveau propriétaire de l'immobilier en cas de vente de ce dernier. Dans le rapport de l'Assemblée Nationale sur le projet de loi relatif à la biodiversité du 26 Juin 2014 (Gaillard 2014, qu'on nommera rapport Gaillard dans la suite du texte), l'obligation réelle environnementale est comparée à la servitude environnementale américaine. Si elle se rapproche de celle-ci par le fait que l'obligation est liée au sol et non plus au propriétaire, elle s'en différencie largement par le fait que la durée de l'obligation est finie, et non perpétuelle, ce qui signifie que l'immobilier pourra supporter d'autres usages que des actions environnementales au terme de l'obligation. Cela pose question en termes d'équivalence écologique entre les impacts qui sont perpétuels et les compensations qui ne seraient établies que sur une durée finie. Tout dépend donc de la durée qui sera prévue par ces contrats et sa pertinence à l'échelle de temps des écosystèmes. Des orientations nationales pour l'élaboration et la mise en œuvre des obligations réelles environnementales devront rapidement être publiées après la loi « Biodiversité » pour clarifier les conditions d'application des obligations réelles environnementales (Gaillard 2014). Le rapport Gaillard mentionne également le manque de précision, en l'état actuel, du mécanisme de financement pour dédommager les propriétaires de la perte de valeur économique du terrain sous obligation réelle environnementale en cas de vente. En effet, en dehors du cas de mesures compensatoires écologiques, où ce sont les maîtres d'ouvrage qui dédommagent les propriétaires de ces terrains, on peut se demander quelles sources de financement publiques

¹²³ Article 33 dans la section 1 « Obligations réelles environnementales » du chapitre II « Mesures foncières et relatives à l'urbanisme » du titre V « Espaces naturels et protection des espèces ». Ce dernier modifie le code de l'environnement en y ajoutant l'article L. 132-3 au chapitre II du titre III du livre Ier.

ou privées pourraient être mobilisées. Cependant, cette discussion dépasse largement le cadre de cette thèse donc nous nous limitons à une discussion sur le cas des mesures compensatoires écologiques.

Lors du passage du projet de loi en première lecture devant la Commission du Développement Durable de l'Assemblée Nationale le 26 Juin 2014, des précisions ont été apportées en ce qui concerne la compensation écologique par l'ajout d'une section 1A¹²⁴ intitulée « Obligations de compensation écologique » avant la section 1 portant sur les obligations réelles environnementales. La section 1A est constituée de trois nouveaux articles.

Article 33 A - Il concerne les obligations de compensation écologique d'un maître d'ouvrage¹²⁵. Il s'agit de l'obligation réelle environnementale appliquée au cas de mise en œuvre de la compensation écologique. Un maître d'ouvrage pourra satisfaire ses obligations de compensation écologique en ayant recours à un acteur-tiers qu'il financera pour la réalisation de la mesure compensatoire écologique sur un autre terrain que celui sur lequel a lieu l'impact. Un contrat est établi entre le maître d'ouvrage, ou l'acteur-tiers en charge de mener la compensation écologique, et le propriétaire du terrain. Ce contrat précise la durée de l'obligation de la réalisation de la mesure compensatoire, cette dernière est donc poursuivie en cas de changement de propriétaire si la période d'obligation n'est pas terminée. On peut se demander si cet article ne permettrait pas à certaines mesures agro-environnementales d'être justifiées au titre de mesure compensatoire, ce qui poserait des problèmes d'additionalité.

Article 33 B - Il concerne les opérateurs de compensation écologique. Ceux-ci sont définis comme les « personne[s] morale[s] publique[s] ou privée[s] capable[s] de mettre en œuvre les obligations de compensation des maîtres d'ouvrage et de les coordonner à long terme ». Il s'agit de l'acteur-tiers évoqué ci-dessus. L'article ajoute que si le maître d'ouvrage ne parvient pas à satisfaire à ses obligations de compensation écologique dans le temps imparti en ayant recours à la compensation au cas par cas (forme hiérarchique), il devra établir, dans un délai d'un an, un contrat avec un opérateur de compensation écologique externe. Cet article permet d'envisager la création d'un secteur économique dédié spécifiquement à la question de la compensation écologique.

¹²⁴ Section 1A « Obligations de compensation écologique » du chapitre II « Mesures foncières et relatives à l'urbanisme » du titre V « Espaces naturels et protection des espèces ».

¹²⁵ Dans ce projet de loi, le terme « maître d'ouvrage » correspond au terme « développeur » que nous avons utilisé dans ce manuscrit.

Article 33 C - Il concerne la mise en place de « réserves d'actifs naturels ». « Les réserves d'actifs naturels sont agréées par l'Etat. L'agrément indique quelles obligations elles couvrent, notamment le type d'espace ou d'espèces naturelles et leur localisation ». En application de l'article 33 B, un contrat doit être établi entre le maître d'ouvrage et l'opérateur de compensation écologique de la réserve d'actifs naturels. Ainsi, sous contrôle de l'Etat, les actions menées sur ces réserves d'actifs naturels pourront servir à la compensation de plusieurs impacts. Cela permet aux maîtres d'ouvrage, moyennant rémunération, de s'acquitter de leur obligation de réaliser une mesure compensatoire eux-mêmes. Les réserves d'actifs naturels se rapprochent donc du système des banques de compensation américain. L'article évoque la « fraction de la réserve d'actifs naturels que l'obligation de compensation de chaque maître d'ouvrage permet de financer ». Cette fraction, aussi validée par l'Etat, correspond aux crédits de compensation américains. L'évolution rapide du cadre juridique concernant les réserves d'actifs naturels témoigne d'une réelle volonté de changement dans l'application de la compensation écologique en France mais est pour le moins étonnante. Nous relevons la concision de l'article 33 C qui autorise, avec peu de précisions en comparaison avec la « Règle Finale » de 2008 américaine, le montage de l'équivalent de banques de compensation en France. Comme précisé pour les obligations réelles environnementales par le rapport Gaillard, il paraît évident que des orientations nationales complémentaires devront être élaborées pour guider les futurs opérateurs de compensation écologique investissant dans des réserves d'actifs naturels et les instances de régulation en charge de suivre ces dossiers à mettre en œuvre ce nouvel instrument de compensation. Au regard de l'expérience américaine, il aurait semblé préférable d'instaurer dès le début un cadre d'application plus clair pour les réserves d'actifs naturels en vue de rapidement stabiliser le contexte institutionnel de cette politique publique et d'éviter les échecs qu'a connus le système des banques de compensation américaines pendant une vingtaine d'années. Par ailleurs, l'institutionnalisation des réserves d'actifs naturels peut paraître prématurée puisque le travail d'expérimentation de la compensation par l'offre lancé par le ministère en charge de l'écologie en 2011 n'a même pas encore été totalement mis en place.

Deux amendements au projet de loi « Biodiversité » proposaient des principes se rapprochant du système américain mais ils n'ont pas été adoptés lors de la première lecture du projet de loi par l'Assemblée Nationale.

L'amendement CD679¹²⁶ concernait la mise en place d'un registre national des obligations de compensations écologiques pour assurer le suivi de ces dernières. Un tel registre serait financé par les maîtres d'ouvrages et comporterait un système d'information géographique.

¹²⁶ Après l'article 7 du projet de Loi relatif à la Biodiversité.

Ce dispositif ressemblerait au système d'information RIBITS américain à la différence près que ce dernier est porté par les régulateurs (l'USACE avec le soutien de l'EPA et de l'USFWS). L'amendement a été rejeté car « cela supposerait de créer un nouvel opérateur de l'Etat, puis de procéder à une évaluation exhaustive des opérations de compensation écologique, évaluation qui est aujourd'hui loin d'être réalisée ». Cependant, la rapporteure a proposé de créer une mission d'information parlementaire pour étudier la pertinence de ce dispositif ce qui n'écarte donc pas la possibilité qu'il puisse exister un jour en France un équivalent du RIBITS américain.

L'amendement CD533¹²⁷ réaffirmait d'abord l'importance de l'ordre des étapes d'évitement, de réduction et de compensation ainsi que l'équivalence entre les compensations et les dommages. Il précisait ensuite que la séquence ERC « doit viser un objectif d'absence de perte nette voire tendre vers le gain de biodiversité et se traduire par une obligation de résultats ». Cet amendement est « tombé », c'est-à-dire qu'il n'a plus d'objet, par adoption des amendements CD12 et CD676. Ces derniers répondent à une partie de l'amendement CD533 car ils soulignent que la compensation doit être utilisée en dernier ressort mais ils ne reprennent pas le principe de « non perte nette » ni l'obligation de résultats proposés. Le principe de « non perte nette » décrit dans l'amendement CD533 correspond au *no net loss* américain auquel est ajoutée la possibilité de gain net. L'Etude d'Impact de la loi relative à la biodiversité publiée le 25 Mars 2014 (Assemblée Nationale 2014) précise que le principe de « non perte nette » n'a pas été retenu dans le projet de loi. Le texte explique que ce principe, notamment développé dans la stratégie européenne pour la biodiversité, « relève plus d'un objectif politique dont la force juridique resterait incertaine » (Assemblée Nationale 2014 p. 18). La comparaison peut être faite avec le cas américain où le principe de *no net loss* n'est apparu dans les textes de lois qu'après avoir été défendu en tant qu'objectif politique par le gouvernement en place (section 1.1.3 du Chapitre 1).

Finalement, les évolutions du cadre institutionnel français vont dans le sens de certains principes américains comme la servitude environnementale et le principe des banques de compensation. Le cadre institutionnel français conserve cependant certaines spécificités nationales ou résultantes de la mise en œuvre des directives européennes comme le caractère temporaire des obligations réelles environnementales. On relève l'absence d'une préférence pour les réserves d'actifs naturels mais surtout l'absence de l'obligation de la mise en place d'un fonds assurantiel et d'un fonds de gestion à long-terme qui offrent des garanties contre les événements conjoncturels et les risques d'échec écologique ou de faillite des opérateurs. Il n'y a toujours pas de méthode d'équivalence de référence pour les impacts autorisés qui

¹²⁷ A l'alinéa 3 de l'article 2 du projet de Loi relatif à la Biodiversité.

aurait pour rôle de faciliter l'instruction des dossiers et de clarifier les objectifs écologiques des mesures compensatoires. Enfin, le principe de « non perte nette » en tant que principe juridique et la mise en place d'un registre national géoréférencé des obligations de compensation écologique ne sont pas à l'ordre du jour. Nous verrons dans les mois qui viennent si le projet de loi « Biodiversité » sera confirmé en l'état et si les orientations nationales seront élaborées suffisamment rapidement pour préciser ce cadre, pour le moment très incomplet, et éviter de premières expériences de réserves d'actifs naturels inefficaces.



AC Vaissière 2013

Conclusion générale

A. Principaux résultats

La compensation écologique pour les projets d'aménagements est l'un des outils qui cherche à apporter des réponses à la crise actuelle d'érosion de la biodiversité, à condition qu'elle soit envisagée en dernier ressort, dans le respect de la séquence hiérarchique : éviter-réduire-compenser les impacts. Le sujet de la compensation écologique peut être approché à partir de différents courants économiques qui ont des hypothèses différentes sur les raisons poussant l'Homme à gérer la biodiversité. Ainsi nous avons pu montrer que l'économie de l'environnement, l'économie des ressources naturelles et l'économie écologique peuvent s'intéresser à la compensation écologique sous différents angles (section C de l'introduction). Cette thèse vise à porter un regard nouveau sur cette politique environnementale en s'appuyant sur le courant de l'économie néo-institutionnelle. La mobilisation de ce cadre théorique nous a permis de décrire et de comprendre finement deux formes organisationnelles pour la mise en œuvre de la compensation écologique, à savoir les mesures compensatoires au cas par cas (forme hiérarchique) et les banques de compensation. La thèse s'attache à répondre à la problématique suivante : quels sont les enjeux organisationnels et institutionnels pour la mise en œuvre du principe de compensation écologique et comment les relations entre les acteurs de ce système et le système lui-même influencent les résultats de ces politiques publiques en faveur de la conservation de la biodiversité ?

Dans le Chapitre 1, nous avons étudié la manière dont la compensation écologique était mise en œuvre en Europe, en France et aux Etats-Unis pour les impacts sur des écosystèmes aquatiques marins et continentaux, en nous appuyant sur des exemples concrets et en nous fondant sur l'analyse des formes organisationnelles qui sont au cœur de cette politique environnementale.

Le Chapitre 2 présente un premier résultat de notre travail de thèse, à savoir que les organisations de type hiérarchique ont des difficultés à prendre en compte la complexité et l'incertitude entourant la biodiversité dans le cadre des mesures compensatoires, en particulier car elles ne sont pas en mesure de réaliser un suivi et un contrôle des projets de restauration associés. Cela conduit le plus souvent à ce que la compensation écologique ne soit pas ou peu mise en œuvre.

Nous nous sommes intéressés, dans le Chapitre 3, à une forme organisationnelle de type marchande : les banques de compensation. Nous avons montré que le système des banques de compensation pour les zones humides aux Etats-Unis est bien loin d'un marché non contrôlé et global dédié aux zones humides. Il s'agit d'une forme organisationnelle hybride, à mi-chemin entre la hiérarchie et le marché, fortement cadrée par les régulateurs.

Dans le Chapitre 4, nous avons montré que le système des banques de compensation est une forme organisationnelle complexe adaptée aux caractéristiques des transactions de mise en œuvre de la compensation écologique. L'atout principal de cette innovation organisationnelle, qui constitue une réponse anticipée et mutualisée aux dommages à l'environnement, est la capacité de faire reposer la réalisation et la gestion des mesures compensatoires écologiques, pour une multitude d'impacts, sur un nombre réduit d'acteurs spécialisés. Le gain de temps disponible par agent régulateur peut ainsi être mobilisé pour le contrôle de quelques projets réalisés à de grandes échelles spatiales. Les acteurs de ce système ont des stratégies collectives et individuelles qui ont des conséquences sur les enjeux de développement économique et de maintien des objectifs de conservation de la biodiversité. Les négociations autour des leviers d'action portent en particulier sur le type et le nombre de crédits de compensation, l'agenda de libération des crédits, les aires de service et le cadre institutionnel.

Le recours à la théorie des coûts de transactions nous a permis de souligner dans le Chapitre 5 que le système des banques de compensation crée un double phénomène de redistribution des coûts de transaction et de diminution de ceux-ci. Les innovations institutionnelles américaines des dernières années ont permis de faire évoluer l'ensemble du cadre d'application de la compensation écologique en le diversifiant, ce qui permet aujourd'hui de pouvoir mettre en œuvre cette politique publique à partir d'un ensemble de solutions organisationnelles adaptées. Cela nous a conduits à considérer qu'il peut exister une forme de complémentarité institutionnelle entre la forme hiérarchique et le système des banques de compensation.

Le Chapitre 6 détaille les particularités liées au cas d'étude floridien en le comparant avec une étude menée à l'échelle d'un autre Etat (le New Jersey) et une étude menée à partir de

données statistiques à l'échelle des Etats-Unis. Nous avons aussi comparé les cadres institutionnels américain et français. Si des différences, notamment juridiques, existent entre ces deux cadres institutionnels, nous avons pu voir que les évolutions en cours en France ont tendance à orienter les choix d'innovation institutionnelle vers le système des banques de compensation.

B. Principaux apports théoriques

Nos observations empiriques des formes organisationnelles, dans deux cadres institutionnels différents, nous ont permis de confirmer ce que la théorie néo-institutionnelle prédit.

Les formes organisationnelles sont choisies selon leur capacité à être adaptées aux caractéristiques des transactions (fréquence, incertitude et spécificité des actifs) et selon leur capacité à réduire les coûts de transaction. Le choix des banques de compensation aux Etats-Unis en est une illustration. Il peut cependant exister une complémentarité institutionnelle entre plusieurs formes organisationnelles du fait d'une variabilité de la spécificité des actifs utilisés pour réaliser la transaction.

Les négociations entre les acteurs se font autour de leviers d'action et ont pour conséquence de modifier les caractéristiques des transactions. Nous avons pu montrer que ces négociations s'opèrent à différents niveaux institutionnels. Au niveau du cadre d'application de la politique publique, les négociations impactent principalement l'incertitude externe environnementale et institutionnelle. Au niveau de chaque impact devant faire l'objet d'une mesure compensatoire écologique, les négociations jouent principalement sur la spécificité des actifs et sur l'incertitude externe environnementale.

Il existe des interdépendances entre les caractéristiques des transactions que nous avons pu décrire. Dans le cas d'étude américain par exemple, le lien entre l'incertitude externe et l'incertitude interne apparaît clairement lorsqu'on comprend le rôle que joue la stabilisation de l'environnement institutionnel avec la « Règle Finale » de 2008 (baisse de l'incertitude externe institutionnelle) dans la limitation des comportements opportunistes lors des négociations autour des crédits de compensation (baisse de l'incertitude interne). Nous avons pu souligner l'importance de la prise en compte de l'environnement institutionnel parmi les caractéristiques des transactions ayant un rôle dans le choix des formes organisationnelles. Finalement, dans le cas américain, nous montrons que la modification de l'environnement institutionnel est à l'origine d'innovations organisationnelles qui elles-mêmes ont permis de faire évoluer l'ensemble de l'environnement institutionnel. On retrouve alors un fonctionnement en continuum et les boucles de rétroaction décrits par la théorie néo-institutionnelle.

C. Limites de la thèse et perspectives de recherche

L'ancrage institutionnel de la thèse au sein de l'IFREMER nous a conduits à limiter nos questions de recherche aux écosystèmes aquatiques marins et continentaux. Les deux cas d'étude ont permis de constater que la particularité du milieu marin conditionne l'applicabilité de la compensation écologique, quelle que soit la forme organisationnelle envisagée. Le milieu marin accuse ainsi un retard particulier en matière de compensation écologique. En revanche, l'analyse réalisée pour les écosystèmes aquatiques continentaux pourrait être généralisée en l'adaptant aux conditions biophysiques des autres milieux ou espèces concernés. Par exemple, l'échelle du bassin versant est pertinente pour les zones humides mais d'autres échelles géographiques doivent être considérées lorsqu'on s'intéresse à un autre type d'habitat ou à une espèce particulière¹²⁸. Cependant, au-delà de la reproductibilité de l'analyse pour d'autres types de biodiversité impactée et compensée, il est nécessaire de questionner cette reproductibilité au regard de la diversité des environnements institutionnels dans laquelle elle peut s'inscrire. Par exemple, étudier la mise en œuvre de la compensation écologique dans des pays en voie de développement nécessiterait de prendre en compte d'autres éléments d'utilité associés à la biodiversité, comme le fait qu'elle peut représenter un moyen de subsistance pour les populations. De la même manière, la tradition étatique de la gestion environnementale en France amène à s'interroger sur la pertinence d'une innovation organisationnelle comportant des caractéristiques marchandes pour la mise en œuvre des mesures compensatoires écologiques.

Par ailleurs, le manuscrit n'a pas pris en compte les considérations sociales associées aux projets de mesures compensatoires. Cela tient au cas d'étude sur lequel nous avons principalement travaillé. Aux Etats-Unis, dans le cadre des dommages autorisés¹²⁹, la question de la « non perte nette » écologique est abordée dans une perspective principalement biophysique¹³⁰ afin de respecter l'équivalence écologique. Dans une perspective plus intégrée et territorialisée, il faudrait pouvoir prendre en compte les enjeux locaux, tant du point de vue socio-économique que de celui de l'acceptabilité du projet, en mobilisant par exemple la notion de service écosystémique qui permet de faire le lien entre le bien-être humain et la conservation de la biodiversité.

¹²⁸ Les crédits de compensation pour *Puma concolor coryi*, la panthère de Floride, sont échangés dans l'aire de répartition de cette espèce.

¹²⁹ Dans le cadre de dommages accidentels, la notion de préjudice porté à l'Homme entraîne la prise en compte d'aspects socio-économiques dans le dimensionnement des mesures compensatoires.

¹³⁰ Aux Etats-Unis, des phases de consultation du public sont partie intégrante des projets d'aménagement mais, comme leur dénomination l'indique, elles sont uniquement consultatives et laissent peu de place à la réelle implication des acteurs dans les choix liés au dimensionnement et à la localisation des mesures compensatoires.

Une dernière limite que nous souhaitons souligner est que l'économie néo-institutionnelle nous offre un cadre d'analyse structuré pour comparer différents cadres institutionnels et différentes formes organisationnelles, mais il restreint par là-même le champ de cette analyse. Ainsi, d'autres contraintes que l'adaptation aux caractéristiques des transactions et la diminution des coûts de transaction peuvent peser sur les choix que font les acteurs entre les formes organisationnelles. Ensuite, il est difficile de quantifier les coûts de transaction ce qui rend ce concept relativement peu objectif à certains égards. Enfin, si l'étude du choix entre différentes formes organisationnelles peut être faite lorsque celles-ci existent, il est plus difficile de fournir des éléments d'analyse de l'opportunité de mettre en place une nouvelle forme institutionnelle : d'une part car cela fait appel à de la prospective et d'autre part car, nous l'avons vu plus haut, la reproductibilité de l'analyse dans d'autres cadre institutionnels n'est pas toujours possible ou pertinente.



AC Vaissière 2013

Postface

Nous souhaitons souligner que le point de départ le plus important dans cette analyse est de bien considérer le recours à la compensation écologique comme l'ultime solution après avoir tout mis en œuvre pour éviter et réduire les impacts. Jacques Weber rappelait à juste titre en 2010 lors du symposium international « Business & Biodiversity », en préparation de la 10ème Conférence des parties de la CDB, que « la meilleure des compensations est celle qui n'a pas lieu d'être ». Afin « d'éviter d'avoir à compenser », il faudrait renforcer les politiques publiques qui soutiennent davantage la réhabilitation de structures existantes à la consommation toujours grandissante de nouveaux espaces naturels. Notre position est donc pragmatique et, devant le constat que notre développement actuel n'est pas particulièrement économe en espace naturel, la thèse cherche à apporter des éléments pour prendre les décisions les moins pires concernant la mise en œuvre de la compensation écologique.

Bibliographie générale

La bibliographie générale reprend l'ensemble des références citées dans ce manuscrit.

A

Andersson, M.H., Berggren, M., Wilhelmsson, D., Öhman, M.C. (2009). Epibenthic colonization of concrete and steel pilings in a cold-temperate embayment: a field experiment. *Helgoland Marine Research*, 63 (3) : 249–260.

Assemblée Nationale (2014). Projet de loi relatif à la biodiversité, NOR: DEVL1400720L/Bleue-1, Etude d'impact. 287 p.
<http://www.assemblee-nationale.fr/14/pdf/projets/pl1847-ei.pdf>

B

Baillie, J., Groombridge, B. (Eds.) (1996). *1996 IUCN red list of threatened animals*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Barbault, R. (2012). *Pour que nature vive*. Dans Dorst, J., Barbault, R. *Avant que nature meure, Pour une écologie politique : Pour que nature vive*. Delachaux et Niestlé et Muséum National d'Histoire Naturelle, 544 p.

Barbier, E.B., Baumgärtner, S., Chopra, K., Costello, C., Duraiappah, A., Hassan, R., Kinzig, A.P., Lehman, M., Pascual, U., Polasky, S., Perrings, C. (2009). *The valuation of ecosystem services*. Dans Naeem, S., Bunker, D.E., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C.

- (Eds.). *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*. Oxford University Press, Oxford, p. 248–262.
- Barker, A., Jones, C. (2013). A critique of the performance of EIA within the offshore oil and gas sector. *Environmental Impact Assessment Review*, 43: 31–39.
- Barker, A., Wood, C. (1999). Evaluation of the performance of the European EIA process. *Environmental Impact Assessment Review*, 19: 387–404.
- Barnaud, G. (à paraître). *Les actions de restauration écologique pour les zones humides*. Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.
- Barnosky, A.D., Hadly, E.A., Bascompte, J., Berlow, E.L., Brown, J.H., Fortelius, M., Getz, W.M., et al. (2012). Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486(7401): 52–58.
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., et al. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471(7336): 51–57.
- Batie, S.S. (2008). Wicked problems and applied economics. *American Journal of Agricultural Economics* 90(5): 1176–1191.
- 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.
- BenDor, T.K., Riggsbee, J.A. (2011). Regulatory and ecological risk under federal requirements for compensatory wetland and stream mitigation. *Environmental Science & Policy* 14(6): 639–649.
- BenDor, T.K., Riggsbee, J.A., Doyle, M. (2011). Risk and markets for ecosystem services. *Environmental Science & Technology* 45(24): 10322–10330.
- Birner, R., Wittmer, H. (2004). On the 'efficient boundaries of the State': the contribution of transaction-costs economics to the analysis of decentralization and devolution in natural resource management. *Environment and Planning C: Government and Policy* 22(5): 667–685.

- Bithas, K. (2011). Sustainability and externalities: Is the internalization of externalities a sufficient condition for sustainability? *Ecological Economics*, (70): 1703–1706.
- Boehlert G.W., Gill, A.B. (2010). Environmental and ecological effects of ocean renewable energy development: a current synthesis. *Oceanography*: 23(2): 68–81.
- Boisvert, V., Méral, P., Froger, G. (2013). Market-based instruments for ecosystem services: institutional innovation or renovation? *Society & Natural Resources*, 26 (10): 1122–1136.
- Bontems, P., Rotillon, G. (2007). *L'économie de l'environnement*. 3ème édition, Paris: La Découverte, 119 p.
- Bortone, S.A., Brandini, F.P., Otake, S. (2011). *Artificial reefs in fisheries management*. Boca Raton, Florida: CRC Press, Taylor and Francis Group.
- Brooks, R.P., Wardrop, D.H., Cole, C.A., Campbell, D.A. (2005). Are we purveyors of wetland homogeneity? A model of degradation and restoration to improve wetland mitigation performance. *Ecological Engineering*, 24(4): 331–340.
- Brown, P., Lant, C. (1999). The effect of wetland mitigation banking on the achievement of no-net-loss. *Environmental Management*, 23(3): 333–345.
- Brown, S.C., Veneman, P.L.M. (2000). Effectiveness of compensatory wetland mitigation in Massachusetts, USA. *Wetlands*, 21: 508–18.
- Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J., Milner-Gulland, E.J. (2013). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, 47(03): 369–380.
- Burgin, S. (2008). BioBanking: An environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17(4): 807–816.
- Burgin, S. (2010). "Mitigation banks" for wetlands conservation: a major success or an unmitigated disaster? *Wetlands Ecological Management*, 18: 49–55.
- Burkhard, B., Opitz, S., Lenhart, H., Ahrendt, K., Garthe, S., Mendel, B., Windhorst, W. (2011). Ecosystem based modeling and indication of ecological integrity in the German North Sea - Case study offshore wind parks. *Ecological Indicators*, 11(1): 168–174.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., et al. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982): 1164–1168.

C

- Calvet, C., Levrel, H., Napoléone, C., Dutoit, T. (à paraître). *Caractérisation et évaluation de la première banque de compensation française : quelles conséquences de ces nouvelles formes d'organisation pour la conservation de la biodiversité ?* Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.
- Canelas, L., Almansa, P., Merchan, M., Cifuentes, P. (2005). Quality of environmental impact statements in Portugal and Spain. *Environmental Impact Assessment Review*, 25: 217–25.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401): 59–67.
- Carr, S., Chapman, D., Presley, B., Biedenbach, J.M., Robertson, L., Boothe, P., et al. (1996) Sediment porewater toxicity assessment studies in the vicinity of offshore oil and gas production platforms in the Gulf of Mexico: Gulf of Mexico offshore operations monitoring experiment (GOOMEX). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 53(11): 2618–28.
- Carroll, N., Fox, J., Bayon, R. (2008). *Conservation and biodiversity banking: a guide to setting up and running biodiversity credit trading systems*. London, UK: Earthscan.
- CEQ [Council on Environmental Quality] (1978). *National environmental policy act—regulations: implementation of procedural provisions*. Fed Regist, 43: 55977–56007
- Chevassus-Au-Louis, B., Salles, J.-M., Pujol, J.-L., Bielsa, S., Richard, D. et Martin, G. (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*. Rapport n°18 du Centre d'Analyse Stratégique, La Documentation Française, 399 p.
- Cleveland, C.J., Stern, D.I., Costanza, R. (2001). *The economics of nature and the nature of economics*. Edward Elgar Publishing.
- Clewell, A.F., Aronson, J. (2010). *La restauration écologique. Principes, valeurs et structure d'une profession émergente*. Arles: Actes Sud, 340 p.
- Coase, R.H. (1937). *The nature of the firm*. Reprinted in *The firm, the market and the law* (1988). Chicago: Chicago University Press.

- Coase, R.H. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3: 1–44.
- COD (2001). *Offshore Wind Energy, Ready to Power a Sustainable Europe, Final Report, Concerted Action on Offshore Wind Energy in Europe*.
- COD (2005a). *Principal findings 2003–2005 – Concerted Action for Offshore Wind Energy Deployment and European Communities*.
- COD (2005b). *Work Package 3 on Legal and Administrative Issues, Concerted Action on Offshore Wind Energy in Europe*.
- COD (2005c). *Work Package 4 on Environmental Issues, Concerted Action on Offshore Wind Energy in Europe*.
- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S.M., Bennett, J. (2013a). Intermediaries in environmental offset markets: Actions and Incentives. *Land Use Policy*, 32(1): 145–154.
- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S.M., Bennett, J. (2013b). Factors that influence transaction costs in development offsets: who bears what and why? *Ecological Economics*, 88: 222–231.
- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S.M. (2013c). Transferable mitigation of development impacts. The case of development offsets at Mission Beach, Australia. *Journal of Environmental Policy and Planning*, 15(2): 303–322.
- Coggan, A., Whitten, S.M., Bennett, J. (2010). Influence of transaction costs in environmental policy. *Ecological Economics*, 69:1777–1784.
- Conway, M., Rayment, M., White, A., Berman, S. (2013). *Exploring potential demand for and supply of habitat banking in the EU and appropriate design elements for a habitat banking scheme*. ICF GhK-BioIS. http://ec.europa.eu/environment/enveco/taxation/pdf/Habitat_banking_Report.pdf
- Couvet, D., Teyssède-Couvet, A. (2010). *Écologie et biodiversité : des populations aux socioécosystèmes*. Paris : Belin, 336 p.
- Crozier, M., Friedberg, E. (1977). *L'acteur et le système*. Paris : Editions du Seuil.
- Curran, M., Hellweg, S., Beck, J. (2013). Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications*, 24(4): 617–632.

D

- Dahl, T.E. (2005). *Florida's Wetlands: An Update on Status and Trends 1985 to 1996*. Washington, D.C.: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 80 p.
- Daly, H.E. (1992). Allocation, distribution and scale: towards an economics which is efficient, just and sustainable. *Ecological Economics*, 6(3): 185–193.
- Danish Energy Agency. Danish Offshore Wind (2013). *Key Environmental Issues – a Follow-up*. The Environmental Group: The Danish Energy Agency, The Danish Nature Agency, DONG Energy and Vattenfall, 101 p. ISBN: 978-87-7844-979-5. http://mhk.pnnl.gov/wiki/images/6/69/Danish_Energy_Agency_2013.pdf
- Danish Energy Authority (2005). *Offshore Wind Power – Danish Experiences and Solutions*. 33 p. ISBN: 87-7844-560-4. http://www.offshore-wind.de/page/fileadmin/offshore/documents/Offshore-Projekte/Offshore_Windpower-_Danish_Experiences_and_Solutions.pdf
- Danish Energy Authority (2006). *Offshore Wind Farms and the Environment – Danish Experiences from Horns Rev and Nysted*. 42 p. ISBN: 87-7844-620-1. http://www.nrgenergy.com/pdf/bww/havvindm_korr_16nov_UK.pdf
- Dasgupta, P., Heal, G. (1974). The optimal depletion of exhaustible resources. *The Review of Economic Studies*, 41: 3–28.
- Degraer, S., Brabant, R. (Eds.) (2009). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring*. Royal Belgian Institute for Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 287 p. + annexes. http://www.mumm.ac.be/Assets/Misc/News/monitoring_windmills_2009_final.pdf
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. (Eds.) (2010). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Early environmental impact assessment and spatio-temporal variability*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 184 p. + annexes. http://www.mumm.ac.be/Downloads/mumm_report_mon_win2010.pdf
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. (Eds.) (2011). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring*. Royal

- Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 157 p. + annex.
http://www.mumm.ac.be/Downloads/monwin_report_2011_final.pdf
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. (Eds.) (2012). *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Heading for an understanding of environmental impacts*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit. 155 p. + annexes.
http://www.mumm.ac.be/Downloads/News/winmon_report%202012_cor.pdf
- Descola, P. (2005). *Par-delà nature et culture*. Paris : Gallimard.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A., Jiguet, F. (2007). Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology*, 21: 741–751.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen; B. (2014). Defaunation in the Anthropocene, *Science*, 345(6195): 401–406.
- DONG Energy, Vattenfall, Danish Energy Authority and Danish Forest and Nature Agency (2006). *Danish Offshore Wind. Key Environmental Issues*. 143 p. ISBN: 87-7844-625-2.
http://188.64.159.37/graphics/Publikationer/Havvindmoeller/danish_offshore_wind.pdf
- Dorst, J. (1965). *Avant que nature meure*. Neuchâtel : Delachaux et Niestlé, 424 p.
- Doyen, L., Martinet, V. (2012). Maximin, Viability and Sustainability. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 36(9): 1414–1430.
- Drechsler, M., Hartig, F. (2011). Conserving biodiversity with tradable permits under changing conservation costs and habitat restoration time lags. *Ecological Economics*, 70(3): 533–541.
- Drechsler, M., Eppink, F.V., Wätzold, F. (2011). Does proactive biodiversity conservation save costs? *Biodiversity and Conservation*, 20: 1045–1055.
- Ducrotoy, J.P., Elliott, M. (2008). The science and management of the North Sea and the Baltic Sea: natural history, present threats and future challenges. *Marine Pollution Bulletin*, 57(1–5): 8–21.
- Dunford, R.W., Ginn, T.C., Desvousges, W.H. (2004). The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 48(1) : 49–70.

E

- Easter, K.W., McCann, L. (2010). Nested institutions and the need to improve international water institutions. *Water Policy*, 12: 500–516.
- EEA [European Environment Agency] (2009). *Europe's onshore and offshore wind energy potential: an assessment of environmental and economic constraints*. 85 p. ISBN 978-92-9213-000-8 EEA Technical Report series: ISSN 1725-2237.
- EEP [Ecosystem Enhancement Program] (2005). *2004_2005 Annual Report*. Raleigh, NC: N.C. Ecosystem Enhancement Program.
- Eftec, IEEP, ten Kate, K., Treweek, J., Jon Ekstrom, J. (2010). *The use of market-based instruments for biodiversity protection – The case of habitat banking – Technical Report*. Londres : Eftec, 264 p.
- Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C., De Groot, R. (2003). A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics*, 44 : 165–185.
- Elliott, M. (2002). The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. *Marine Pollution Bulletin*, 44 (6): iii–vii.
- Erwin, K.L. (1991). *An Evaluation of Wetland Mitigation in the South Florida Water Management District, Vol. 1. Methodology*. West Palm Beach, FL: SFWMD.
- European Commission (2003). *Report of 23 June 2003 from the Commission to the European Parliament and to the Council on the application and effectiveness of the EIA Directive (Directive 85/337/EEC as amended by Directive 97/11/EC). How successful are the Member States in implementing the EIA Directive ? Not published in the Official Journal*. http://ec.europa.eu/environment/eia/pdf/report_en.pdf
- EWEA (2013). *The European offshore wind industry - key trends and statistics 2012*. 31 p. http://www.ewea.org/fileadmin/files/library/publications/statistics/European_offshore_statistics_2012.pdf

F

- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487–515.
- FDER [Florida Department of Environmental Regulation] (1991b). *Report of the effectiveness of permitted mitigation*. Florida Department of Environmental Regulation Pursuant to Section 403.918(2)(b), Florida Statutes, Department of Environmental Regulation, State of Florida.
- FDER [Florida Department of Environmental Regulation]. (1991a). *Operational and compliance audit of mitigation in the wetland resource regulation permitting process. Report no. AR 249*. Office of the Inspector General, Department of Environmental Regulation State of Florida.

G

- Gaillard, G. (2014). Rapport législatif n° 2064 du 26 Juin 2014 sur le projet de loi relatif à la biodiversité. Assemblée Nationale, Commission du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire. 287 p. <http://www.assemblee-nationale.fr/14/rapports/r2064.asp>
- GAO [Government Accountability Office] (1988). *Wetlands: the Corps of engineers' administration of the section 404 program*. U.S. Government Accountability Office Report GAO/RCED-88-110, Washington, D.C.
- GAO [Government Accountability Office] (2005). *Wetlands protection. Corps of engineers does not have an effective oversight approach to ensure that compensatory mitigation is occurring*. U.S. Government Accountability Office Report GAO-05-898, Washington, D.C.
- Gardner, R.C. (2011). *Lawyers, swamps, and money: U.S. wetland law, policy, and politics*. Washington: Island Press, 255 p.
- Gardner, T.A., Von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Pilgrim, J.D., Savy, C.E., Stephens, R.T.T. et al. (2013). Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conservation Biology*, 27(6): 1254–1264.

- Garrick, D., McCann, L., Pannell, D. J. (2013). Transaction costs and environmental policy: Taking stock, looking forward. *Ecological Economics*, 88 : 182–184.
- Gastineau, P., Taugourdeau, E. (2014). Compensating for environmental damages. *Ecological Economics*, 97: 150–161.
- Gee, K., Burkhard, B. (2010). Cultural Ecosystem services in the context of offshore wind farming: a case study from the west coast of Schleswig-Holstein. *Ecological Complexity*, 7(3): 349–358.
- 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.
- Gill, A.B. (2005). Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *Journal of Applied Ecology*, 42(4): 605–615.
- Gobert, J. (2008). Compensation territoriale, justice et inegalites environnementales aux Etats-Unis. *Espace, Populations, Societes*, 1 : 71–82.
- Green, R., Vasilakos, N. (2011). The economics of offshore wind. *Energy Policy*, 39(2): 496–502.

H

- Hahn, R., Richards, K. (2013). Understanding the effectiveness of environmental offset policies. *Journal of Regulatory Economics*, 44(1):103–119.
- Haines-Young, R. Weber, J.L. (2006). *Land accounts for Europe 1990 – 2000: towards integrated land and ecosystem accounting*. Copenhagen: European Environment Agency EEA, 108 p.
- Hall, J.V., Frayer, W.E., Wilen, B.O. (1994). *Status of Alaska Wetlands*. Washington, D.C.: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 36 p.
- Hallwood, P. (2007). Contractual difficulties in environmental management: the case of wetland mitigation banking. *Ecological Economics*, 63(2–3): 446–451.
- Hartig, F., Drechsler, M. (2009). Smart spatial incentives for market-based conservation. *Biological Conservation*, 142(4): 779–788.

- Hartwick, J. (1977). Intergenerational equity and investing rents from exhaustible resources. *American Economic Review*, 67(5): 972–974.
- Hassan, F., Levrel, H., Scemama, P., Vaissière, A.C. (à paraître). *Analyses institutionnelle et historique du cadre de gouvernance américain des mesures compensatoires pour les impacts autorisés*. Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.
- Hay, J., Levrel, H., Bas, A., Gastineau, P. (2012). *Regards d'économistes sur la proposition de Nomenclature des préjudices environnementaux*. Dans Neyret, L., Martin, G. (Eds.). *Nomenclature des préjudices environnementaux*, LGDJ Lextenso éditions, p. 65–93.
- Heal, G.M. (2000). *Nature and the marketplace : capturing the value of ecosystem services*. Island Press, 203 p.
- Hertin, J., Turnpenny, J., Jordan, A., Nilsson, M., Russel, D., Nykvist, B. (2009). Rationalising the policy mess? Ex ante policy assessment and the utilisation of knowledge in the policy process. *Environment and Planning A*, 41(5): 1185–1200.
- Hicks, J.R. (1939). The foundations of welfare economics. *Economic Journal*, 49: 696–712.
- Hilderbrand, R.H., Watts, A.C., Randle, A.M. (2005). The Myths of Restoration Ecology. *Ecology And Society*, 10(1): 19.
- Holdway, D.A. (2002). The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on temperate and tropical marine ecological processes. *Marine Pollution Bulletin*, 44(3): 185–203.
- Hossler, K., Bouchard, V., Fennessy, M.S., Frey, S.D., Anemaet, E., Herbert, E. (2011). No-net-loss not met for nutrient function in freshwater marshes: recommendations for wetland mitigation policies. *Ecosphere*, 2(7): 82.
- Hough, P., Robertson, M. (2009). Mitigation under section 404 of the clean water act: where it comes from, what it means. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1): 15–33.
- Huppes, G., Davidson, M.D., Kuyper, J., van Oers, L., Udo de Haes, H.A., Warringa, G. (2007). Eco-efficient environmental policy in oil and gas production in the Netherlands. *Ecological Economics*, 61: 43–51.

I

Inger, R., Attrill, M.J., Bearhop, S., Broderick, A.C., Grecian, W.J., Hodgson, D.J., Mills, C., Sheehan, E., Votier, S.C., Witt, M.J., Godley, B.J. (2009). Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology*, 46(6): 1145–1153.

J

Jackson, A.L.R. (2011). Renewable energy vs. biodiversity: policy conflicts and the future of nature conservation. *Global Environmental Change*, 21(4): 1195–1208.

Jacob, C., Quétier, F., Aronson, J., Pioch, S., Levrel, H. (en révision). Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace : défis et perspectives. *Vertigo*.

Jamieson, D. (1998). Sustainability and beyond. *Ecological Economics*, 24: 183–192.

Jones, H.P., Schmitz, O.J. (2009). Rapid recovery of damaged ecosystems. *PLoS ONE*, 4 (5): e5653.

K

Kaldor, N. (1939). Welfare propositions and interpersonal comparisons of utility. *Economic Journal*, 49: 549–560.

Kanbur, R. (2003). Economie du développement et principe de compensation. *Revue Internationale des Sciences Sociales*, 175: 29–38.

Karsenty, A. (2013). De la nature des « paiements pour services environnementaux ». *Revue du MAUSS*, 42 (2): 261–270.

Kentula, M.E. (2000). Perspectives on setting success criteria for wetland restoration. *Ecological Engineering*, 15: 199–209

Kentula, M.E., Sifneos, J.C., Good, J.W., Rylko, M., Kunz, K. (1992). Trends and patterns in section 404 permitting requiring compensatory mitigation in Oregon and Washington, USA. *Environmental Management*, 16: 109–119.

- 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 : 261–266.
- Kihlslinger, R.L. (2008). Success of Wetland Mitigation Projects. *National Wetlands Newsletter*, 30 (2): 14–16.
- Klein, B. (1988). Vertical integration and long term contracts: the Fisher Body-General Motors relationship revisited. *Journal of Law, Economics and Organization*. 4: 199–213.
- Köller, J., Köppel, J., Peters, W. (2006). *Offshore Wind Energy? Research On Environmental Impacts*. Berlin: Springer-Verlag Berlin and Heidelberg GmbH & Co. K.
- Krone, R., Gutow, L., Joschko, T.J., Schröder, A. (2013). Epifauna dynamics at an offshore foundation – implications of future wind power farming in the North Sea. *Marine Environmental Research*, 85: 1–12.

L

- Lacroix, D., Pioch, S. (2011). The multi-use in wind farm projects: more conflicts or a win-win opportunity? *Aquatic Living Resources*, 24(2): 129–135.
- Ladenburg, J. (2009). Visual impact assessment of offshore wind farms and prior experience. *Applied Energy*, 86 (3): 380–387.
- Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (Eds.). (à paraître). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*. QUAE
- Levrel, H. (2012a). *La conservation de la biodiversité à partir du principe de compensation. Promesses et limites d'un nouvel avatar du développement durable*. Rapport d'Habilitation à Diriger les Recherches.
- Levrel, H., Hay, J., Bas, A., Gastineau, P., Pioch, S. (2012b). Coût d'opportunité VS coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer le coût de l'érosion de la biodiversité. *Natures, Sciences, Sociétés*, 20: 16–29.

- Levrel, H., Spieler, R., Pioch, S. (2012c). Compensatory mitigation in marine ecosystems: Which indicators for assessing the “no net loss” goal of ecosystem services and ecological functions? *Marine Policy*, 36: 1202–1210.
- Levrel, H. (2012d). *Les acteurs économiques de la biodiversité. Exemple de l'impact des banques de compensation aux Etats-Unis*. Dans Fleury, C., Prévot-Julliard, A.C. *L'exigence de la réconciliation : Biodiversité et société*. Paris : Fayard., p. 83–194.
- Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N., Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., de Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold, M., Scheidat, M. (2011). Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone: a compilation. *Environmental Research Letters*, 6: 035101.
- Lucas, M. (2012). *Etude juridique de la compensation environnementale*. Thèse de doctorat en droit public, Université de Strasbourg.

M

- Mack, J.J., Micacchion, M. (2006). *An ecological assessment of Ohio Mitigation Banks: Vegetation, Amphibians, Hydrology, and Soils*. Ohio EPA Technical Report WET/2006-1. Columbus, Ohio: Ohio Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, Wetland Ecology Group.
- Madsen, B., Carrol, N., Kandy, D., Bennett, G. (2011). *2011 Update. State of biodiversity markets report: offset and compensation programs worldwide*. Washington: Ecosystem Marketplace, 73 p.
- Madsen, B., Carrol, N., Moore Brands, K. (2010). *State of biodiversity markets report: offset and compensation programs worldwide*. Washington: Ecosystem Marketplace, 73 p.
- Mann, C., Absher, J.D. (2014). Strategies for adjusting policies to institutional, cultural and biophysical context conditions: the case of conservation banking in California. *Journal of Land Use Policy*, 36: 73–82.
- 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.

- Martin, S., Brumbaugh, R. (2013). Defining service areas for wetland mitigation: an overview. *Wetlands Newsletter*, 35(2): 9.
- Martinet, V. (2008). *The viability framework: a new way to address the sustainability issue*. *La viabilité : une approche nouvelle du développement durable*. Dans Lopez, R. *Progress in sustainable development research*. Hauppauge: Nova Science Publishers, p. 143–167. ISBN : 1–6002–1847–4.
- Matthews, J.W., Endress, A.G. (2008). Performance criteria, compliance success, and vegetation development in compensatory mitigation wetlands. *Environmental Management*, 41: 130–141.
- McCann, L. (2013). Transaction costs and environmental policy design. *Ecological Economics*, 88: 253–262.
- McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A., Kuperan, K.V. (2005). Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics*, 52: 527–542.
- McKenney, B.A., Kiesecker, J.M. (2009). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management*, 45(1) : 165–176.
- MEA [Millennium Ecosystem Assessment] (2005a). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute.
- MEA [Millennium Ecosystem Assessment] (2005b). *Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water Synthesis*. Washington, DC : World Resources Institute.
- MEDDTL [Ministère l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement] (2012). *Doctrine relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel*. 9 p.
- Ménard, C. (2003). Économie néo-institutionnelle et politique de la concurrence les cas des formes organisationnelles hybrides. *Économie Rurale*, 277(1) : 45–60.
- Ménard, C. (2004). The economics of hybrid organizations. *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 160: 345–376.
- Ménard, C. (2012). *L'économie des organisations*. Paris: La Découverte, 128 p.
- 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.

Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comin, F.A., Yockteng, R. (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS biology*, 10(1): e1001247.

Morgan, K.L., Roberts, T.H. (2003). Characterization of wetland mitigation projects in Tennessee, USA. *Wetlands*, 23(1): 65–69.

Morris, R.K.A., Alonso, I., Jefferson, R.G., Kirby, K.J. (2006). The creation of compensatory habitat—can it secure sustainable development? *Journal for Nature Conservation*, 14 : 106–116.

N

Nadeem, O., Hameed, R. (2006). A critical review of the adequacy of EIA reports—evidence from Pakistan. *International Journal of Humanities and Social Sciences*, 1: 1–26.

Nilsson, M., Persson, A. (2012). Can Earth system interactions be governed? Governance functions for linking climate change mitigation with land use, freshwater and biodiversity protection. *Ecological Economics*, 75: 61–71.

Norgaard, R.B., (1989). The case for methodological pluralism. *Ecological Economics*, 1 : 37–57.

North, D.C. (1990). *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*. Cambridge University Press.

NRC [National Research Council] (2001). *Compensating for wetland losses under the Clean Water Act*. Washington DC: National Academy Press.

P

Paavola, J., Adger, W.N. (2005). Institutional Ecological Economics. *Ecological Economics*, 53: 353–368.

Palmer, M.A., Filoso, S. (2009). Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science* 325(5940): 575–576.

- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37: 637–669.
- Passet, R. (1979). *L'économie et le vivant*. Paris: Payot.
- Patin, S. (1999). *Environmental impact of the offshore oil and gas industry*. East Northport, New York: EcoMonitor Publishing, 425 p.
- Pearce, D.W., Atkinson, G.D. (1993). Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of “weak” sustainability. *Ecological Economics*, 8: 103–108.
- Pearce, D.W., Barbier, E., Markandya, A. (1990). *Sustainable development, economics and environment in the third world*. Aldershot, Brookfield: Edward Elgar.
- Peralta, A.L., Matthews, J.W., Kent, A.D. (2010). Microbial community structure and denitrification function in a wetland mitigation bank. *Applied and Environmental Microbiology*, 76: 4702–4215.
- Pilgrim, J.D., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Gardner, T.A., von Hase, A., ten Kate, K., Savy, C.E., Stephens, R.T.T., Temple, H.J., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G. (2013). A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters*, 6(5): 376–384.
- Pimm, S.L., Russell, G., Gittleman, J., Brooks, T. (1995). The future of biodiversity. *Science*, 269: 347–354.
- Pioch, S., Kilfoyle, K., Levrel, H., Spieler, R. (2011). Green marine construction. *Journal of Coastal Research*, 61: 257–268.
- Pirard, R. (2012). Market-based instruments for biodiversity and ecosystem services: a lexicon. *Environmental Science & Policy*, 19–20: 59–68.
- Pittman, C., Waite, M. (2005). *They won't say no*. St. Petersburg Times, May 22.
- Pittman, C., Waite, M. (2009). *Paving paradise: Florida's vanishing wetlands and the failure of no net loss*. Gainesville, FL: University Press of Florida, 351 p.
- Possingham, H.P. (2010). The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters*, 3: 151–158.
- Pullin, A.S., Knight, T.M. (2009). Doing more good than harm: building an evidence-base for conservation and environmental management. *Biological Conservation*, 142 : 931–934.

Punt, M.J., Groeneveld, R.A., van Ierland, E.C., Stel, J.H. (2009). Spatial planning of offshore wind farms: a windfall to marine environmental protection? *Ecological Economics*, 69: 93–103.

Q

Quétier, F., Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144(12) : 2991–2999.

Quétier, F., Pioch, S., Roques, N. (à paraître). Que peut-on attendre de la restauration écologique dans la réparation du préjudice écologique ? *Environnement et développement durable*, LexisNexis.

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.

R

Race, M.S., Fonseca, M.S. (1996). Fixing compensatory mitigation: What will it take? *Ecological Applications*, 6(1): 94–101.

Redmond, A., Bates, T., Bernadino, F., Rhodes, R. (1996). *Chapter 4: State Mitigation Programs: The Florida Experience*. In Marsh L., Porter D, Salvesen D. (Eds.). *Mitigation Banking: Theory and Practice*. Washington: Island Press.

Regnery, B. (2013). *Les mesures compensatoires pour la biodiversité. Conception et perspectives d'application*. Thèse de doctorat en écologie, Université Pierre et Marie Curie.

Reid, C.T. (2013). Between priceless and worthless: challenges in using market mechanisms for conserving biodiversity. *Transnational Environmental Law*, 2(2): 217–233.

Reiss, K.C., Hernandez, E., Brown, M.T. (2009). Evaluation of permit success in wetland mitigation banking: a florida case study. *Wetlands*, 29(3): 907–918.

Reiss, K.C., Hernandez, E., Brown, M.T. (2014). Application of the landscape development intensity LDI index in wetland mitigation banking. *Ecological Modelling*, 271: 83–89.

- Roach, B., Wade, W.W. (2006). Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis. *Ecological Economics*, 58: 421–433.
- Roberts, L. (1993). Wetlands trading is a loser's game, say ecologists. *Science*, 260(5116): 1890–1892.
- Robertson, M. (2004). The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum*, 35(3): 361–373.
- Robertson, M. (2006). Emerging ecosystem service markets: trends in a decade of entrepreneurial wetland banking. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(6): 297–302.
- Robertson, M. (2008). The entrepreneurial wetland banking experience in Chicago and Minnesota. *National Wetlands Newsletter*, 30(4): 14–17.
- Robertson, M. (2009). The work of wetland credit markets: two cases in entrepreneurial wetland banking. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1): 35–51.
- Robertson, M., Hayden, N. (2008). Evaluation of a market in wetland credits: entrepreneurial wetland banking in Chicago. *Conservation Biology*, 22(3): 636–646.
- Rosenbaum, E.F. (2000). What is a market? On the methodology of a contested concept. *Review of Social Economy*, 58(4) : 455–482.
- Rosenzweig, M. (2003a). *Win-win ecology, how the Earth's species can survive in the midst of human enterprise*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Rosenzweig, M. (2003b). Reconciliation ecology and the future of species diversity. *Oryx*, 37(2) : 194–205.
- Rotillon, G. (2005). *Economie des ressources naturelles*. Paris: La Découverte, 123 p.
- Ruhl, J.B., Salzman, J. (2006). The effects of wetland mitigation banking on people. *National Wetlands Newsletter*, 28(2): 8–13.
- Rundercrantz, K., Skärbäck, E. (2003). Environmental compensation in planning: a review of five different countries with major emphasis on the German system. *European Environment*, 13: 204–226.

Russi, D., ten Brink, P., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J., Kumar, R. Davidson, N. (2013). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*. Gland: IEEP, London and Brussels, Ramsar Secretariat.

S

Sandham, L.A., Pretorius, H.M. (2008). A review of report quality in the North West province of South Africa. *Environmental Impact Assessment Review*, 28: 229–240.

Saussier, S., Yvrande-Billon, A. (2007). *Economie des coûts de transaction*. Paris: La Découverte, 128 p.

Scemama, P. (2014). *Analyse néo-institutionnelle de l'investissement dans la biodiversité : choix organisationnels et leurs conséquences sur la restauration des écosystèmes aquatiques*. Thèse de doctorat en sciences économiques, Université de Bretagne Occidentale.

Scemama, P., Levrel, H. (2014). L'émergence du marché de la compensation des zones humides aux États-Unis : impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions. *Revue d'Economie Politique*, 123(6) : 893–924.

Scemama, P., Levrel, H., Buitron, R., Cabral, P., Vaissière, A.C. (à paraître). *Analyse descriptive du marché de la compensation pour les zones humides aux Etats-Unis*. Dans Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Seaber, P.R., Kapinos, F.P., Knapp, G.L. (1987). *Hydrologic Unit Maps: U.S. Geological Survey*. Washington, DC: U.S. Geological Survey, 20 p.

Sheehy, D.J., Vik, S.F. (2010). The role of constructed reefs in non indigenous species introductions and range expansions. *Ecological Engineering*, 36: 1–11.

SNB [Stratégie Nationale pour la Biodiversité] (2012). *Stratégie Nationale pour la Biodiversité 2011-2020*. MEDDE, DGALN, 60 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/SNB_2011-2020WEB%282%29.pdf

Solow, R.M. (1974). Intergenerational equity and exhaustible resources. *The Review of Economic Studies*, 41: 29–46.

- Spash, C.L., Ryan, A. (2012). Economic schools of thought on the environment: investigating unity and division. *Cambridge Journal of Economics*, 36: 1091–1121.
- Spieler, R.E., Giliam, D.S., Sherman, R.L. (2001). Artificial substrate and coral reef restoration: what do we need to know to know what we need? *Bulletin of Marine Science*, 69(2): 1013–1030.
- Spieles, D.J. (2005). Vegetation development in created, restored, and enhanced mitigation wetland banks of the United States. *Wetlands*, 25: 51–63.
- Spieles, D.J., Coneybeer, M., Horn, J. (2006). Community structure and quality after 10 years in two central Ohio mitigation bank wetlands. *Journal of Environmental Management*, 38: 837–852.
- Stefanik, K.C., Mitsch, W.J. (2012). Structural and functional vegetation development in created and restored wetland mitigation banks of different ages. *Ecological Engineering*, 39: 104–112.
- Stern, D.I. (1997). Limits to substitution and irreversibility in production and consumption: A neoclassical interpretation of ecological economics. *Ecological Economics*, 21 : 197–215.
- Suding, K.N. (2011). Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42 : 465–487.

T

- ten Kate, K., Bishop, J., Bayon, R. (2004). *Biodiversity Offsets: Views, Experience, and the Business Case*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK. 95 p. <http://cmsdata.iucn.org/downloads/bdoffsets.pdf>
- Terrier, J. (2012). *Proposition de nomenclature des préjudices liés au dommage environnemental*. Dans Neyret, L., Martin, G. (Eds.). *Nomenclature des préjudices environnementaux*, LGDJ Lextenso éditions, p. i–xv.
- Thanner, S.E., McIntosh, T.L., Blair, S.M. (2006). Development of benthic and fish assemblages on artificial reef materials compared to natural reef assemblages in Miami-Dade County, Florida. *Bulletin of Marine Science*, 78: 57–70(14).

Thompson, D.B. (2002). Valuing the environment: courts' struggles with natural resource damages. *Environmental Law*, 32: 57–89.

Turner, R.K. (1993). *Sustainability: principles and practice*. In Turner, R.K. (Ed.). *Sustainable Environmental Economics and Management*. London: Belhaven Press.

U

Underwood, J.G. (2011). Combining landscape-level conservation planning and biodiversity offset programs: a case study. *Environmental Management*, 47 : 121–129.

USACE [United States Army Corps of Engineers], USEPA [United States Environmental Protection Agency] (2008). *Compensatory mitigation for losses of aquatic resources; Final Rule*. In: *Federal Register*, 73 Fed. Reg. 70, p. 19593–19705, 242 p.

USACE, USEPA (1990). *Memorandum of agreement between the Department of the Army and the Environmental Protection Agency: the determination of mitigation under the Clean Water Act section 404(b)(1) guidelines*. Signed 6 February 1990, Washington DC

V

Vaissière, A.C., Levrel, H., Hily, C., Le Guyader, D. (2013). Selecting ecological indicators to compare maintenance costs related to the compensation of damaged ecosystem services. *Ecological Indicators*, 29: 255–269.

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.

Vaissière, A.C., Levrel, H., Scemama, P. (à paraître). *Les banques de compensation aux Etats-Unis : une nouvelle forme organisationnelle et institutionnelle pour la conservation des zones humides basée sur le marché ?* Dans Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds.). *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, QUAE.

Van Dover, C.L., Aronson, J., Pendleton, L., Smith, S., Arnaud-Haond, S., Moreno-Mateos, D., Barbier, E., Billett, D., Bowers, K., Danovaro, R., Edwards, A., Kellert, S., Morato, T., Pollard, E., Rogers, A., Warner, R. (2014). Ecological restoration in the deep sea: desiderata. *Marine Policy*, 44: 98–106.

- Van Teeffelen, A.J.A., Opdam, P., Wätzold, F., Hartig, F., Johst, K., Drechsler, M., Vos, C.S., Wissel, S., Quétier, F. (2014). Ecological and economic conditions and associated institutional challenges for conservation banking in dynamic landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 130: 64–72.
- Vatn, A. (2014). Markets in environmental governance — From theory to practice. *Ecological Economics*, 105: 97–105.
- Vatn, A., Barton, N.D., Lindhjem, H., Movik, S., Ring, I., Santos, R. (2011). *Can markets protect biodiversity? an evaluation of different financial mechanisms*. Noragric Report No. 60. International Environment and Development Studies, Noragric, Norwegian University of Life Sciences (UMB).
- Vesk, P.A., Nolan, R., Thomson, J.R., Dorrough, J.W., Mac Nally, R. (2008). Time lags in provision of habitat resources through revegetation. *Biological Conservation*, 141(1): 174–186.

W

- Walker, S., Brower, A.L., Stephens, R.T.T., Lee, W.G. (2009). Why Bartering Biodiversity Fails. *Conservation Letters*, 2(4): 149–157.
- Westerberg, V., Jacobsen, J.B., Lifran, R. (2013). The case for offshore wind farms, artificial reefs and sustainable tourism in the French Mediterranean. *Tourism Management*, 34: 172–183.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., Thompson, R., Tchou, J., Sarantakos, G., McCormick, N., Luitjens, S., Gullström, M., Patterson Edwards, J.K., Amir, O., Dubi, A. (2010). *Greening Blue Energy: Identifying and Managing the Biodiversity Risks and Opportunities of Off Shore Renewable Energy*. Gland, Switzerland: IUCN, 102 p.
- Williamson, O.E. (1985). *The economic institutions of capitalism: firms, markets, relational contracting*. New York: The Free Press Macmillan.
- Williamson, O.E. (1991). Comparative economic organization. The analysis of discrete structural alternative. *Administrative Science Quarterly*, 36(2) : 269–296
- Williamson, O.E. (1996). *The Mechanisms of Governance*. Oxford University Press, Oxford – New York.

- Wilson, J.C., Elliott, M. (2009). The habitat creation potential of offshore wind farms. *Wind Energy*, 12(2): 203–212.
- Wilson, J.C., Elliott, M., Cutts, N.D., Mander, L., Mendão, V., Perez-Dominguez, R., Phelps, A. (2010). Coastal and offshore wind energy generation: is it environmentally benign? *Energies*, 3: 1383–1422.
- Wissel, S., Wätzold, F. (2010). A Conceptual Analysis of the Application of Tradable Permits to Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 24(2): 404–411.
- Wolsink, M. (2007). Planning of renewables schemes: deliberative and fair decision-making on landscape issues instead of reproachful accusations of non-cooperation. *Energy Policy*, 35(5): 2692–2704.
- Wolsink, M. (2010). Near-shore Wind power—Protected seascapes, environmentalists' attitudes, and the technocratic planning perspective. *Land Use Policy*, 27(2): 195–203.
- Womble, P., Doyle, M.W. (2012). The geography of trading ecosystem services: case study in stream and wetland mitigation banking. *Harvard Environmental Law Review*, 236: 229–296.

Y

- Yepsen, M., Baldwin, A.H., Whigham, D.F., McFarland, E., LaForgia, M., Lang, M. (2014). Agricultural wetland restorations on the USA atlantic coastal plain achieve diverse native wetland plant communities but differ from natural wetlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 197(1): 11–20.

Z

- Zafonte, M., Hampton, S. (2007). Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 61: 134–145.
- Zedler, J.B., Callaway, J.C. (1999). Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? *Restoration Ecology*, 7: 69–73.

Table des matières

Remerciements.....	iii
Résumé.....	vii
Avant-propos	ix
Production scientifique	x
Sommaire	xiii
Introduction générale.....	1
A. Un contexte d'érosion de la biodiversité.....	1
B. Quels sont les différents types de compensations appliquées aux questions d'environnement ?	4
C. Comment la théorie économique appréhende la compensation écologique ?	8
D. L'économie néo-institutionnelle pour l'analyse économique de la compensation écologique	17
E. Questions de recherche.....	25
F. Présentation des cas d'études.....	25
G. Positionnement de la thèse par rapport aux autres travaux de recherche sur la compensation écologique	30
H. Articulation des différentes parties de la thèse	35
Chapitre 1 Environnement institutionnel et principales formes organisationnelles pour la mise en œuvre de la compensation écologique	37
1.1 La séquence éviter-réduire-compenser et l'objectif de « non perte nette »	38
1.1.1 La compensation écologique pour les zones humides	38
1.1.2 La compensation écologique pour les zones humides en Europe et en France	39
1.1.3 La compensation écologique pour les zones humides aux Etats-Unis.....	42
1.1.4 Le principe de compensation écologique remis en question.....	44
1.2 Eléments généraux sur les formes organisationnelles pour la mise en œuvre de la compensation écologique	45
1.2.1 Les permis individuels ou mesures compensatoires écologiques au cas par cas (Permittee Responsible Mitigation (PRM)).....	45
1.2.2 Les banques de compensation (mitigation bank)	46
1.2.3 Les rémunérations de remplacement ou fonds de compensation (In-Lieu Fee).....	47
Chapitre 2 Les mesures compensatoires écologiques au cas par cas : un système défaillant pour répondre à l'objectif de « non de perte nette » ?	49
2.1 Le cas des mesures compensatoires écologiques au cas par cas pour les projets éoliens en mer : état de l'art dans les pays d'Europe du Nord	50

2.1.1	<i>Introduction</i>	50
2.1.2	<i>Materials and methods</i>	52
2.1.2.1	Choice of sample	53
2.1.2.2	Data collected.....	54
2.1.3	<i>Results</i>	55
2.1.3.1	Legal framework and obligations in Europe	55
2.1.3.2	Description of the main potential impacts on marine ecosystems and related mitigation measures in the EIA reports.....	57
2.1.4	<i>Discussion</i>	65
2.1.4.1	Measures presented as biodiversity offsets	65
2.1.4.2	Different assessments of the impacts	66
2.1.4.3	Possible explanations for the absence of biodiversity offsets	67
2.1.5	<i>Conclusion and recommendations</i>	70
2.1.6	<i>References</i>	73
2.1.7	<i>Appendix: List of offshore wind farms studied and main information</i>	80
2.2	Le cas des mesures compensatoires écologiques au cas par cas pour les projets impactant les zones humides : état de l'art en Floride, Etats-Unis	82
2.2.1	<i>Cadre légal et obligations aux Etats-Unis</i>	82
2.2.2	<i>Les mesures compensatoires écologiques requises sont mal ou non mises en œuvre</i>	82
2.3	Les limites institutionnelles et organisationnelles des formes hiérarchiques pour répondre à l'objectif de « non perte nette »	86
2.3.1	<i>Caractéristiques des transactions</i>	86
2.3.2	<i>Les coûts de transaction liés aux PRM</i>	89
Chapitre 3 Les instruments basés sur le marché sont-ils une alternative aux formes hiérarchiques ? Exemple des banques de compensation		91
3.1	<i>Introduction</i>	92
3.2	<i>Materials and methods</i>	94
3.2.1	<i>Three levels of definitions for markets</i>	94
3.2.2	<i>A field work in the “state of wetlands”: Florida</i>	95
3.3	<i>Results and discussion</i>	97
3.3.1	<i>Rationale of the wetland mitigation banking system in Florida</i>	97
3.3.2	<i>Market characteristics of the mitigation banking system</i>	99
3.3.2.1	Demand for mitigation credits	99
3.3.2.2	Supply for mitigation credits.....	100
3.3.2.3	The traded environmental commodity, property rights and information	101
3.3.2.4	Size of the market	103
3.3.2.5	Level of competition	103
3.3.2.6	Price setting	105
3.3.2.7	The rules of the game of the mitigation banking system	106
3.3.3	<i>The mitigation banking system: halfway between market and hierarchy</i>	107
3.3.3.1	An organizational form with market and hierarchy characteristics.....	107
3.3.3.2	Hybrid form regularities of the mitigation banking system	109

3.3.3.3	A hybrid form with fitted features that answer theoretical fears	111
3.4	Conclusion	113
3.5	References	114
3.6	Appendices	118
3.6.1	<i>Appendix 1: Respondents</i>	<i>118</i>
3.6.2	<i>Appendix 2: Mitigation banks of Florida discussed during the interviews</i>	<i>120</i>
Chapitre 4 Stratégies adaptatives dans le système des banques de compensation pour zones humides en Floride		121
4.1	Introduction	122
4.2	Theory and materials	123
4.2.1	<i>New institutional economics approach.....</i>	<i>123</i>
4.2.2	<i>A field work in the “state of wetlands”: Florida</i>	<i>124</i>
4.3	Results and discussion.....	125
4.3.1	<i>Description of the mitigation banking system of Florida.....</i>	<i>125</i>
4.3.2	<i>Overall consequences of mitigation banking features on the characteristics of transactions</i>	<i>129</i>
4.3.2.1	Frequency.....	129
4.3.2.2	Specificity	129
4.3.2.3	Uncertainty	130
4.3.3	<i>Consequences of the two levels of negotiation on the characteristics of transactions ..</i>	<i>133</i>
4.3.3.1	First level of negotiation: tradeoffs about the public policy framework	133
4.3.3.2	Second level of negotiation: case-by-case tradeoffs	133
4.4	Conclusion	138
4.5	References	139
Chapitre 5 Arbitrage entre les formes organisationnelles et hypothèse d’une coexistence entre elles		143
5.1	Analyse des coûts de transaction liés au système des banques de compensation en Floride, USA.	144
5.1.1	<i>Introduction</i>	<i>144</i>
5.1.2	<i>Materials and methods.....</i>	<i>146</i>
5.1.2.1	Materials, a field work in the “state of wetlands”: Florida.....	146
5.1.2.2	Methods, an accounting analysis and an analysis based on the new-institutional economics theory	147
5.1.3	<i>Results.....</i>	<i>148</i>
5.1.3.1	Accounting analysis	148
5.1.3.2	New-institutional economics analysis	156
5.1.4	<i>Conclusion</i>	<i>160</i>
5.1.5	<i>References.....</i>	<i>161</i>
5.2	Les banques de compensation, une forme organisationnelle exclusive ?	165
5.2.1	<i>Coexistence de transition ou durable entre les différents outils de compensation ?</i>	<i>165</i>
5.2.1.1	Coexistence actuelle des banques de compensation et des PRM	165

5.2.1.2	Hypothèse de coexistence de transition du fait d'une inertie institutionnelle conduisant finalement à la disparition du système des PRM	167
5.2.1.3	Hypothèse de coexistence durable du fait d'une complémentarité institutionnelle.....	168
5.2.2	<i>Le rôle de la mise en place des banques de compensation sur la meilleure mise en œuvre de la compensation écologique</i>	169
5.2.3	<i>Annexe : Extrait du document modèle proposé par l'USACE pour la préparation de la soumission finale de demande de permis de construire sur une zone humide – Partie sur les mesures compensatoires écologiques (question 8)</i>	170
Chapitre 6 Comparaison des résultats de thèse avec d'autres cas d'étude		175
6.1	Comparaison des résultats de thèse avec une étude statistique sur la Floride et une étude empirique sur le New Jersey	176
6.1.1	<i>Approche statistique du cas de la Floride à partir des données RIBITS pour le district de Jacksonville (Scemama et al. à paraître)</i>	176
6.1.2	<i>Comparaison des banques de compensation pour zones humides du New Jersey et de Floride</i>	176
6.2	Comparaison des résultats de thèse avec la mise en œuvre de la compensation par l'offre en France	179
6.2.1	<i>Comparaison des cadres institutionnels et organisationnels des banques de compensation aux Etats-Unis et en France</i>	179
6.2.2	<i>Quelles évolutions pour le cadre institutionnel français de la compensation écologique ?</i>	185
Conclusion générale		191
A.	Principaux résultats	191
B.	Principaux apports théoriques	193
C.	Limites de la thèse et perspectives de recherche	194
Postface		197
Bibliographie générale		199
Table des matières		223
Liste des tableaux		227
Liste des figures		228
Liste des abréviations		230

Liste des tableaux

Tableau i.1 - Services écosystémiques rendus par les zones humides (source : MEA 2005b) ..	2
Tableau i.2 - Les différents types de compensation dans le domaine de l'environnement et les exemples associés	7
Tableau i.3 - Les différents types de compensation pour des dommages environnementaux du fait de l'Homme	8
Tableau i.4 - Nombre de parc éoliens en mer fixés en exploitation et en construction étudiés par pays, en Europe, au 1 ^{er} Juillet 2012.....	26
Tableau i.5 - Echantillon des acteurs enquêtés dans le système de la compensation écologique en Floride.....	29
Table 2.1 - Number of fixed-bottom offshore wind farms in production and under construction in the European Union, by country, as of August 1st 2013.....	53
Table 2.2 - Thresholds and criteria for wind farms in the seven Member States studied (source: national law texts and European Commission 2003).....	56
Table 2.3 - Occurrence of technical and ecological explanations of the absence of biodiversity offsets in the EIA reports.....	64
Table 3.1 - Fundamental regularities of hybrid forms (from Ménard 2003 and 2004)	95
Table 3.2 - Information relative to Florida (March 2014)	96
Table 3.3 - Sample of interviewed actors of the mitigation banking system of Florida	97
Table 3.4 - Example of discount or extra-fees for the purchase of ratio credits in 2007 for a public/private bank.....	106
Table 3.5 - The characteristics and features of the mitigation banking system halfway between market and hierarchy.....	108
Table 4.1 - Sample of interviewed actors of the mitigation banking system of Florida.....	124
Table 4.2 - Summary of the impacts of the case-by-case negotiations	137
Table 5.1 - Sample of interviewed actors of the mitigation banking system of Florida.....	146
Table 5.2 - Classification of actions source of transaction costs	148
Table 5.3 - Evolution of transaction costs for regulators between the situation “without mitigation banks” and “with mitigation banks”	150

Table 5.4 - Evolution of transaction costs for mitigation bankers between the situation “without mitigation banks” and “with mitigation banks”	153
Table 5.5 - Evolution of transaction costs for developers between the situation “without mitigation banks” and “with mitigation banks”	154
Table 5.6 - Evolution of transaction costs with mitigation banking	155
Table 5.7 - Overall impact of mitigation banking on the characteristics of transactions and then on transaction costs	157
Tableau 6.1 - Principaux points de comparaison entre le New Jersey et la Floride	177
Tableau 6.2 - Principaux éléments de comparaison entre les systèmes des banques de compensation aux Etats-Unis et en France.....	183

Liste des figures

Figure i.1 - Représentation schématique de l'architecture de la Nomenclature proposée (Hay et al. 2012 p. 87)	6
Figure i.2 - Evolution de la fourniture de services écosystémiques dans la zone impactée et dans la zone de compensation (Vaissière et al. 2013, adapté de Dunford et al. 2004)	11
Figure i.3 - Trois formes organisationnelles « pures » : le marché, la forme hybride et la hiérarchie (adapté de Ménard 2012 p. 15)	19
Figure i.4 - Les composantes clés d'une économie du point de vue de la théorie néo-institutionnelle (trait continu : les effets hiérarchiques dominants, trait pointillé : les interactions entre acteurs économiques) (adaptation de Ménard 2012 (adapté de Williamson 1996 et Nee et Swedberg 2008)).....	24
Figure i.5 - Carte des parcs éoliens en mer européens étudiés (©EuroGeographics pour les limites administratives, Vaissière A.C. pour les parcs éoliens).....	27
Figure i.6 - Carte des banques de compensation pour zone humide en Floride étudiées © Florida Department of Environmental Protection pour les couches cartographiques (Juin 2014)	30
Figure 1.1 - Séquence éviter-réduire-compenser (ERC)	38

Figure 1.2 - Cadre juridique européen de la compensation écologique et sa transposition en droit français	40
Figure 1.3 - Représentation schématique des permis individuels	45
Figure 1.4 - Représentation schématique des banques de compensation	46
Figure 1.5 - Représentation schématique des rémunérations de remplacement	47
Figure 3.1 - Interactions between actors of the mitigation banking system	98
Figure 3.2 - The hybrid form of mitigation banking	111
Figure 4.1 - Main levers for action	126
Figure 4.2 - Relations between actors in the mitigation banking system.....	127
Figure 4.3 - Respondents opinions on the risks of mitigation banking (48/50, EC(17/18), MB(24/26), Reg(5/5), O(10/10))	133
Figure 5.1 - Permittee Responsible Mitigation (left) vs. Mitigation Banking (right) functioning	145
Figure 5.2 - Choice between PRM and mitigation banking (adapted from Williamson, 1991)	158
Figure 5.3 - Choice of a developer between PRM and mitigation banking.....	159
Figure 5.4 - Modification of the institutional environment (adapted from Ménard 2003) ..	160
Figure 5.5 - Choix entre le PRM et le système des banques de compensation (adapté de Williamson, 1991 et de Ménard 2012).....	169

Liste des abréviations

CDB	Convention pour la Diversité Biologique
CEQ	Council on Environmental Quality
CFR	Code of Federal Regulations
CWA	Clean Water Act
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DCSMM	Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin
DEP	Department of Environmental Protection
EEZ	Exclusive Economic Zone
EIA	Environmental Impact Assessment
EIE	Etude d'Impact Environnemental
ERC	Eviter-Réduire-Compenser
FDEP	Florida Department of Environmental Protection
FDER	Florida Department of Environmental Regulations
FDOT	Florida Department of Transportation
FFWCC	Florida Fish and Wildlife Conservation Commission
FMBA	Florida Mitigation Banking Association
GAO	Government Accountability Office
HEA	Habitat Equivalency Analysis
HUC	Hydrologic Unit Code
IFREMER	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
ILF	In-Lieu Fee mitigation
IRT	Inter-agency Review Team
LRE	Loi sur la Responsabilité Environnementale
MAE	Mesure Agro Environnementale
MB	Mitigation Bank
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MOA	Memorandum Of Agreement
NEPA	National Environmental Policy Act
NMBA	National Mitigation Banking Association
NMFS	National Marine Fisheries Service
NRC	National Research Council
NRDA	Natural Resource Damage Assessment
PRM	Permittee Responsible Mitigation
PSE	Palements pour Services Environnementaux
RIBITS	Regulatory In lieu fee and Bank Information Tracking System
SNB	Stratégie Nationale pour la Biodiversité
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UMAM	Uniform Mitigation Assessment Methodology
USACE	United States Army Corps of Engineers
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USFWS	United States Fish and Wildlife Service
WMD	Water Management District

